

SOUS LA DIRECTION DE
PAY DRECHSEL, CHRISTOPHER A. SCOTT,
LIQA RASCHID-SALLY, MARK REDWOOD ET AKİÇA BAHRI



L'IRRIGATION AVEC DES EAUX USÉES ET LA SANTÉ

ÉVALUER ET ATTÉNUER LES RISQUES
DANS LES PAYS À FAIBLE REVENU

L'IRRIGATION AVEC DES EAUX USÉES ET LA SANTÉ

Membre de
L'ASSOCIATION
NATIONALE
DES ÉDITEURS
DE LIVRES

Presses de l'Université du Québec

Le Delta I, 2875, boulevard Laurier, bureau 450, Québec (Québec) G1V 2M2

Téléphone : 418 657-4399 – Télécopieur : 418 657-2096

Courriel : puq@puq.ca – Internet : www.puq.ca

Diffusion/Distribution :

Canada et autres pays : Prologue inc., 1650, boulevard Lionel-Bertrand, Boisbriand (Québec)
J7H 1N7 – Tél. : 450 434-0306 / 1 800 363-2864

France : Sodis, 128, av. du Maréchal de Lattre de Tassigny, 77403 Lagny, France – Tél. : 01 60 07 82 99

Afrique : Action pédagogique pour l'éducation et la formation, Angle des rues Jilali Taj Eddine
et El Ghadfa, Maârif 20100, Casablanca, Maroc – Tél. : 212 (0) 22-23-12-22

Belgique : Patrimoine SPRL, 168, rue du Noyer, 1030 Bruxelles, Belgique – Tél. : 02 7366847

Suisse : Servidis SA, Chemin des Chalets, 1279 Chavannes-de-Bogis, Suisse – Tél. : 022 960.95.32



La Loi sur le droit d'auteur interdit la reproduction des œuvres sans autorisation des titulaires de droits. Or, la photocopie non autorisée – le « photocopillage » – s'est généralisée, provoquant une baisse des ventes de livres et compromettant la rédaction et la production de nouveaux ouvrages par des professionnels. L'objet du logo apparaissant ci-contre est d'alerter le lecteur sur la menace que représente pour l'avenir de l'écrit le développement massif du « photocopillage ».

L'IRRIGATION AVEC DES EAUX USÉES ET LA SANTÉ

ÉVALUER ET ATTÉNUER LES RISQUES
DANS LES PAYS À FAIBLE REVENU

SOUS LA DIRECTION DE

PAY DRECHSEL, CHRISTOPHER A. SCOTT,

LIQA RASCHID-SALLY, MARK REDWOOD ET AKIÇA BAHRI



Centre de recherches pour le développement international

Ottawa • Le Caire • Dakar • Montevideo • Nairobi • New Delhi • Singapour



Presses de l'Université du Québec

*Catalogage avant publication de Bibliothèque et Archives nationales du Québec
et Bibliothèque et Archives Canada*

Vedette principale au titre:

L'irrigation avec des eaux usées et la santé: évaluer et atténuer les risques dans les pays à faible revenu

Traduction de: Wastewater irrigation and health.

Comprend des réf. bibliogr. et un index.

ISBN 978-2-7605-3160-4

1. Irrigation par eaux usées - Pays en voie de développement. 2. Eaux usées - Aspect sanitaire.
3. Santé publique - Pays en voie de développement. I. Drechsel, Pay.

TD760.W3714 2011 363.72'84091724 C2011-940842-2

Les Presses de l'Université du Québec reconnaissent l'aide financière du gouvernement du Canada par l'entremise du Fonds du livre du Canada et du Conseil des Arts du Canada pour leurs activités d'édition.

Elles remercient également la Société de développement des entreprises culturelles (SODEC) pour son soutien financier.

Ce livre a été publié en coédition avec le Centre de recherches pour le développement international, C.P. 8500, Ottawa, Ontario, Canada, info@crdi.ca/www.crdi.ca. Il existe une version électronique de cet ouvrage (ISBN 978-1-55250-531-1).

Mise en pages: INTERSCRIPT

Couverture – Conception: MICHÈLE BLONDEAU

2011-1.1 – Tous droits de reproduction, de traduction et d'adaptation réservés

© 2011, Presses de l'Université du Québec

Dépôt légal – 3^e trimestre 2011 – Bibliothèque et Archives nationales du Québec/
Bibliothèque et Archives Canada – Imprimé au Canada

Traduit de *Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-Income Countries*, dirigé par Pay Drechsel – Copyright © International Water Management Institute et International Development Research Centre, 2010

L'utilisation des eaux usées pour l'irrigation en agriculture peut se traduire par de nombreux avantages pour presque tous les pays, mais elle s'avère particulièrement utile et rentable dans les pays arides et semi-arides à faible revenu. Dans de telles régions, les ressources en eau supplémentaire à faible coût peuvent constituer un gain important pour le bien-être et la santé des humains, tout en augmentant les possibilités de produire des aliments et des emplois destinés aux populations pauvres qui vivent aux abords des villes et villages, comportant une source abondante de cours d'eaux usées. Cependant, dans les régions humides de pays à revenus faible et intermédiaire, les eaux usées qui s'écoulent depuis d'importantes zones urbaines ne sont pas traitées et elles sont chargées de l'éventail complet des pathogènes bactériens, viraux, protozoaires et helminthiques excrétés et endémiques dans la communauté. Ces eaux posent des risques importants pour la santé lorsqu'elles s'intègrent aux sources d'eau utilisées pour l'irrigation.

Évaluer et atténuer les risques sanitaires pour les agriculteurs eux-mêmes, pour les populations qui habitent le voisinage immédiat et pour le public, qui pourrait consommer des aliments provenant de cultures irriguées avec des eaux usées et contaminées, est le sujet de cet ouvrage. Au cours des 150 dernières années, les opinions ont divergé quant aux avantages et aux risques pour la santé découlant de l'irrigation avec des eaux usées. Tout d'abord, il y a eu les conservationnistes idéalistes comme Victor Hugo qui, en 1868, faisait une promotion enthousiaste de l'utilisation des eaux usées de Paris : « Tout l'engrais humain et animal que le monde perd, rendu à la terre au lieu d'être jeté à l'eau, suffirait à nourrir le monde¹. » La Royal Commission on the Sewage of Towns, 1857-1865, au Royaume-Uni, a donné son assentiment officiel pour déverser les eaux usées

1. Hugo, V. (1862). « La Terre appauvrie par la mer », dans *Les Misérables*, partie 5, livre 2, chapitre 1, accessible à la page suivante : <<http://www.livresse.com/Livres-enligne/lesmiserables/050201.shtml>>.

sur les terres afin d'empêcher la pollution des rivières². Ces deux objectifs sont toujours valables de nos jours. À l'époque, on pensait peu aux problèmes de transmission des maladies ou à la nécessité d'une réglementation, on ne pensait qu'aux avantages.

Cela a toutefois changé dans les années 1880 lorsque Louis Pasteur et Robert Koch ont découvert les microbes pathogènes et le mode de transmission des maladies. Les pays industrialisés et développés ont vu naître une peur quasi obsessionnelle de la transmission des maladies par le biais des eaux usées chargées d'agents pathogènes. Ils ont donc élaboré des directives et des normes strictes, souvent irrationnelles et surtout inutilement dispendieuses, telles que celles promulguées en Californie en 1918³ et en 1933, qui ont été rendues encore plus sévères par l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement et l'Agence des États-Unis pour le développement international en 1992⁴. Ces normes, que de nombreux pays de par le monde ont imitées, nécessitaient que les eaux usées atteignent sensiblement la qualité microbienne de l'eau potable pour l'irrigation des cultures comestibles, malgré le fait que peu de rivières utilisées pour l'irrigation avaient en réalité une eau d'une telle qualité. Elles visaient à être d'une «sécurité absolue» et «sans risque», mais peu ou pas de fondements scientifiques et épidémiologiques ne venaient les appuyer. Respecter ces normes était très coûteux et nécessitait des processus de traitement de pointe pouvant convenir uniquement aux économies et infrastructures techniques des pays industrialisés. De telles normes, irrationnelles et exagérément strictes, ont souvent constitué un obstacle inutile à l'utilisation des eaux usées, tout particulièrement dans les pays à faible revenu.

Les auteurs reconnus de ce livre – des chercheurs en sciences physiques et sociales, des ingénieurs, des spécialistes en matière de santé publique et des décideurs de partout au monde – constituent une école de pensée avant-gardiste dans l'évaluation des risques de l'utilisation des eaux usées, qui se fonde pour la première fois sur des méthodes scientifiques rigoureuses, telle l'évaluation

-
2. Royal Commission on the Sewage of Towns (1865). *Sewage of Towns: Third Report and Appendices of the Commission Appointed to Inquire into the Best Mode of Distributing the Sewage of Towns, and Applying it to Beneficial and Profitable Uses*, Londres, Her Majesty's Stationery Office. Voir aussi Tzanakakis, V. E., N. V. Paranychianaki et N. Angelakis (2007). «Soil as a wastewater treatment system: Historical development», *Water Science and Technology: Water Supply*, vol. 7, n° 1, p. 67-75.
 3. California State Board of Health (1918). *Regulations Governing Use of Sewage for Irrigation Purposes*, Sacramento, California State Board of Health. Voir aussi *California Health Laws Related to Recycled Water, The Purple Book*, édition de 2001, accessible à la page suivante : <<http://www.cdph.ca.gov/certlic/drinkingwater/Documents/Recharge/Purplebookupdate6-01.PDF>>.
 4. *Guidelines for Water Reuse* (première édition, 1992), deuxième édition (EPA/625/R-04/108) publiée en 2004 et accessible à la page suivante : <<http://www.epa.gov/ord/NRMRL/pubs/625r04108/625r04108.pdf>>.

quantitative des risques microbiens. Leurs chapitres présentent des méthodes innovatrices d'analyse des risques et de nouveaux facteurs en matière de coût-efficacité et d'adoption sociale, tout en introduisant les directives pour la santé recommandées dans l'utilisation des eaux usées sur des bases épidémiologiques scientifiques rationnelles et méticuleuses. Ils sont aussi les premiers à considérer les aspects humains et sociaux sur la santé, le bien-être social et l'environnement d'une irrigation à partir des eaux usées, en tenant compte des risques qui y sont associés, particulièrement dans des situations de faibles revenus, mais selon une perspective applicable à tous les pays. Les méthodes et les stratégies pour le contrôle et l'atténuation des risques présentées dans ce livre sont importantes et novatrices, et elles reposent sur des compétences et des expériences scientifiques et techniques mondiales. L'Organisation mondiale de la santé a pavé la voie en parrainant une telle recherche selon des approches plus libérales, économiques et innovatrices qui serviront d'appui à ses directives *actuelles et futures* relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux grises.

Les mérites sociaux, économiques et sanitaires d'obtenir plus d'aliments, une meilleure nutrition et plus d'emplois comme sous-produits de l'irrigation avec des eaux usées ont été intégrés au tableau des poids et mesures qui détermine les directives et les normes de santé. Ce livre contient une réflexion des plus novatrices et pointues sur le sujet et constitue un tournant décisif dans l'histoire de l'utilisation des eaux usées pour l'irrigation en tant que contribution majeure à la préservation de l'eau et des éléments nutritifs, ainsi qu'à la santé et au bien-être du public.

Professeur Hillel Shuval, D. Sc.
Directeur, Département des sciences de la salubrité de l'environnement
Collège universitaire Hadassah et
Professeur émérite en sciences environnementales
Université hébraïque de Jérusalem, Israël

Page Laissée Vide Intentionnellement

TABLE DES MATIÈRES

Préface	VII
Liste des encadrés	XXV
Liste des figures	XXVII
Liste des tableaux	XXIX
Abréviations	XXXIII
Contributeurs et examinateurs	XXXV
Avant-propos	XXXIX

PARTIE 1

DÉFINIR LES BALISES	1
---------------------------	---

CHAPITRE 1

Utilisation des eaux usées, des boues et des excréta dans les pays en développement : un aperçu	3
<i>Blanca Jiménez Cisneros, Pay Drechsel, Doulaye Koné, Akiça Bahri, Liqa Raschid-Sally et Manzoor Qadir</i>	
Résumé	3
Introduction	4
1. Contexte	5
2. Étendue de l'utilisation des eaux usées, des excréta et des boues	6
2.1. Eaux usées	6
2.2. Boues de vidange, excréta et biosolides	9
3. Catalyseurs de l'utilisation des eaux usées	10
4. Typologie de l'utilisation de l'eau	12
5. Avantages et désavantages de réutiliser les eaux usées, les boues et les excréta	14
5.1. Avantages	14
5.2. Désavantages	17

6. Perception officielle et conseils stratégiques	19
6.1. Eaux usées et excréta	19
6.2. Boues traitées et non traitées	21
7. Perspectives et conclusions	22
Références	25

CHAPITRE 2

Évaluer et atténuer les risques sanitaires associés aux eaux usées dans les pays à faible revenu : une introduction	31
<i>Robert Bos, Richard Carr et Bernard Keraita</i>	
Résumé	31
Introduction	32
1. Chemins d'exposition des risques sanitaires découlant de l'irrigation avec des eaux usées	33
1.1. Exposition professionnelle	34
1.2. Consommation de produits irrigués	35
2. Maladies associées à l'utilisation des eaux usées en agriculture	35
3. Outils pour l'évaluation des risques	37
4. Directives pour l'irrigation avec des eaux usées dans les pays en développement	39
5. Approches pour atténuer les risques de l'irrigation avec des eaux usées . . .	41
5.1. Les options conventionnelles et leurs limites dans les pays en développement	41
5.2. Les options non conventionnelles et l'approche à barrières multiples	42
6. Forces et faiblesses des différentes approches de réduction des risques . . .	44
7. Évaluations actuelles sur le terrain des options de réduction des risques . . .	45
Conclusions	46
Références	48

PARTIE 2

LES RISQUES ET L'ÉVALUATION DES RISQUES	51
---	----

CHAPITRE 3

Analyse et épidémiologie des risques : les directives de 2006 de l'OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture	53
<i>Duncan Mara et Robert Bos</i>	

Résumé	53
Introduction	54
1. Évaluation quantitative des risques microbiens	58
1.1. Simulations des risques de Monte Carlo	59
2. Irrigation restreinte	60
2.1. Agriculture à forte intensité de main-d'œuvre	60
2.2. Agriculture hautement mécanisée	61
3. Irrigation non restreinte	62
3.1. Simulations des risques	62
4. Vérification épidémiologique de l'approche d'EQRM	63
5. Œufs d'helminthes	63
6. Sommaire des recommandations des directives	64
Références	64

CHAPITRE 4

Approches pour évaluer et établir des normes fondées sur les risques sanitaires à partir des données disponibles	67
<i>Inés Navarro, Peter Teunis, Christine Moe et Blanca Jiménez Cisneros</i>	

Résumé	67
Introduction	68
1. Études de provocation sur les humains	69
1.1. Rôle de l'immunité	70
1.2. Hétérogénéité dans la virulence de la souche et la sensibilité de l'hôte	71
2. Autres sources d'information sur les doses-réponses	71
2.1. Études de provocation sur les animaux	71
2.2. Informations provenant d'enquêtes épidémiologiques	72

3. Exemples d'information sur les doses-réponses de pathogènes entériques sélectionnés	72
3.1. Norovirus.....	72
3.2. <i>E. coli</i> O157:H7	73
3.3. Protozoaires.....	74
3.4. Risques relatifs aux protozoaires et pratique de réutilisation.....	75
3.5. Modèle dose-réponse pour <i>Giardia lamblia</i>	77
3.6. Exemples d'évaluation quantitative des risques microbiens pour <i>Giardia lamblia</i>	77
3.7. Questions relatives à la dose-réponse.....	79
3.8. Œufs d'helminthes	80
3.9. Exemples de dose-réponse et d'EQRМ utilisées pour les œufs d'helminthes	82
3.10. Dose-réponse d' <i>Ascaris lumbricoïdes</i>	82
3.11. EQRМ pour <i>Ascaris lumbricoïdes</i>	83
3.12. Risque d'infection découlant de la consommation de légumes crus irrigués avec des eaux usées non traitées.....	84
3.13. Risque d'infection découlant de la consommation de légumes crus cultivés dans des sols amendés avec des biosolides	85
4. Normes sur les œufs d'helminthes pour les pays en développement.....	87
Conclusions	88
Mise en application d'approches d'évaluation des risques microbiens ...	88
Estimation de l'exposition	88
Estimation de la dose-réponse	89
Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des biosolides et des boues de vidange pour les cultures vivrières.....	89
Références	89

CHAPITRE 5

Outils pour l'analyse des risques : mise à jour des directives de 2006 de l'OMS.....	95
<i>Duncan Mara, Andrew J. Hamilton, Andrew Sleigh, Natalie Karavarsamis et Razak Seidu</i>	
Résumé	95
Introduction	96
1. Fardeau tolérable des maladies moins exigeant.....	96
2. Risques d'infection isolés pour mesurer le « foyer potentiel d'épidémie»	97

3. Méthode plus rigoureuse d'estimation des risques annuels	98
4. Estimations des risques d'infection au norovirus	100
5. Estimations des risques d'infection à <i>Ascaris</i>	102
6. Réduction des pathogènes obtenue grâce au lavage et à la désinfection des produits	103
7. Application en agriculture urbaine dans les pays en développement . . .	105
7.1. Répercussions pour le traitement des eaux usées	106
Notes	106
Références	107

CHAPITRE 6

Contraintes non pathogènes liées à l'irrigation avec des eaux usées	109
<i>Manzoor Qadir et Christopher A. Scott</i>	
Résumé	109
Introduction	110
1. Sources d'eaux usées et répercussions possibles	111
2. Avantages	115
2.1. Source d'approvisionnement en eau fiable pour l'irrigation	115
2.2. Disponibilité des éléments nutritifs	115
3. Matières organiques et carbone organique	117
4. Sels solubles et calcium	120
5. Inconvénients	120
5.1. Excès d'éléments nutritifs	120
5.2. Excès en sels et en sodium	121
5.3. Métaux et métalloïdes	124
5.4. Contaminants émergents préoccupants	128
6. Évaluation des risques	130
Conclusions	133
Références	135

CHAPITRE 7

Analyse des risques intégrant les moyens de subsistance et les conséquences économiques de l'irrigation avec des eaux usées sur la santé	139
<i>Marites M. Tiongco, Clare A. Narrod et Kelly Bidwell</i>	
Résumé	139
Introduction	140

1. Méthodes économiques servant à évaluer l'incidence de la maladie et des interventions pour réduire les risques	143
1.1. Approches pour évaluer les coûts et les bénéfices des interventions.	144
1.2. Évaluer la volonté de payer pour une intervention	148
1.3. Approche pour évaluer les conséquences économiques sur les moyens de subsistance.	149
1.4. Méthodes pour évaluer les conséquences économiques à long terme des interventions	151
Conclusions	154
Références	156

PARTIE 3

MINIMISER LES RISQUES SANITAIRES.	159
---	-----

CHAPITRE 8

Traitement des eaux usées pour l'élimination des agents pathogènes et la conservation des éléments nutritifs : des systèmes adaptés aux pays en développement	161
<i>Blanca Jiménez Cisneros, Duncan Mara, Richard Carr et François Brissaud</i>	
Résumé	161
Introduction	162
1. Caractéristiques des eaux usées	162
2. Classification des étapes de traitement	164
3. Description des processus de traitement	166
3.1. Étangs de stabilisation	166
3.2. Bassins de stockage et de traitement des eaux usées.	167
3.3. Fosses septiques, fosses Imhoff, UASB et bassins anaérobies à forte charge	168
3.4. Marais artificiels.	169
3.5. Sédimentation primaire	170
3.6. Coagulation-floculation.	170
3.7. Traitement biologique secondaire	171
3.8. Bioréacteurs à membranes.	172
3.9. Filtration	172
3.10. Désinfection conventionnelle	173
3.11. Infiltration-percolation	173
3.12. Géofiltration	174

4. Comparaison des méthodes de traitement.....	174
Conclusions	174
Références	181

CHAPITRE 9

Options à faible coût pour la réduction des pathogènes et la récupération des éléments nutritifs des boues de vidange.....	185
--	-----

Doulaye Koné, Olufunke O. Cofie et Kara Nelson

Résumé	185
Introduction	185
1. Défis associés au traitement des boues de vidange.....	187
2. Pourquoi recycler les excréta humains?	188
3. Processus de récupération des éléments nutritifs et d'assainissement des biosolides	190
3.1. Récupération des biosolides par la séparation solide-liquide des boues de vidange	190
3.2. Récupération de l'azote	194
3.3. Fraction liquide des boues de vidange	195
3.4. Inactivation des pathogènes (assainissement des biosolides).....	196
3.5. Teneur en métaux lourds des biosolides	198
Conclusions	199
Lacunes dans la recherche	200
Références	201

CHAPITRE 10

Mesures mises en œuvre aux champs pour réduire les risques sanitaires microbiologiques pour les consommateurs d'une agriculture informelle irriguée avec des eaux usées.....	205
--	-----

Bernard Keraita, Flemming Konradsen et Pay Drechsel

Résumé	205
Introduction	206
1. Mesures de traitement des eaux aux champs	207
1.1. Systèmes fondés sur les étangs.....	207
1.2. Bassins de stockage et de traitement des eaux usées (BSTEU).....	208
1.3. Étangs de décantation simples à la ferme	208
1.4. Techniques de filtration	209
1.5. Utilisation des infrastructures d'irrigation	212

2. Meilleures mesures de collecte et d'utilisation de l'eau	212
2.1. Collecte de l'eau d'irrigation	212
2.2. Méthodes d'irrigation	214
2.3. Calendrier d'application de l'eau	216
3. Sélection des cultures	218
4. Zones agricoles de remplacement ou eaux d'irrigation plus sûres	219
5. Accroître l'adoption de mesures de réduction des risques	219
5.1. Partage des connaissances innovatrices	219
5.2. Obtenir la participation des autorités	220
5.3. Association avec d'autres projets	220
5.4. Mesures incitatives	221
6. Conclusions	221
Références	222

CHAPITRE 11

Mesures mises en œuvre aux champs pour réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement liés aux constituants chimiques des eaux usées	227
<i>Robert Simmons, Manzoor Qadir et Pay Drechsel</i>	
Résumé	227
Introduction	228
1. Métaux et métalloïdes	229
1.1. Traitements fondés sur les sols	232
1.2. Traitements fondés sur les plantes	232
1.3. Choix des cultures et restrictions relatives aux cultures	235
1.4. Zonage	236
2. Excédent d'éléments nutritifs	237
3. Sels et espèces ioniques spécifiques	240
3.1. Sélection et diversification des cultures	241
3.2. Méthode d'irrigation	241
3.3. Irrigation, drainage et gestion de la salinité de la zone racinaire ..	242
3.4. Utilisation combinée avec de l'eau douce	245
3.5. Techniques de préparation et de plantation des semences	246
3.6. Traitement des sols et des eaux	246
4. Contaminants organiques	248
Conclusions	249
Références	250

CHAPITRE 12

Application de l'approche à barrières multiples pour réduire les risques microbiens dans le secteur post-récolte des légumes irrigués avec des eaux usées.	259
<i>Sanja Ilic, Pay Drechsel, Philip Amoah et Jeffrey T. LeJeune</i>	
Résumé	259
Introduction	260
1. Facteurs biophysiques ayant une influence sur la réduction des risques.	263
2. Options pour réduire les risques le long de la voie de contamination.	264
2.1. Récolte.	264
2.2. Transport et stockage.	267
2.3. Transformation et commercialisation.	268
2.4. Point de vente final.	269
2.5. Consommation à la maison et dans les restaurants.	271
2.6. Éducation des intervenants dans la réduction des risques post-récolte.	273
Conclusions	276
Références	277

CHAPITRE 13

Analyse coût-efficacité des interventions pour réduire les maladies diarrhéiques chez les consommateurs de laitues irriguées avec des eaux usées au Ghana	281
<i>Razak Seidu et Pay Drechsel</i>	
Résumé	281
Introduction	282
1. Description des interventions	284
2. Méthodes.	285
2.1. Évaluation des risques pour la santé.	285
2.2. Morbidité, mortalité et années de vie corrigées de l'incapacité associée à la diarrhée	289
2.3. Rapport coût-efficacité	293
2.4. Analyse de sensibilité et d'incertitude	293
3. Résultats	294
3.1. Risques d'infection, cas de diarrhée et AVCI	294
3.2. Efficacité des interventions	294
3.3. Coût-efficacité des interventions	295
3.4. Analyse de sensibilité et d'incertitude	298

4. Discussion	298
Conclusions	302
Références	302

PARTIE 4

LA GOUVERNANCE DES EAUX USÉES ET L'ADOPTION D'OPTIONS POUR RÉDUIRE LES RISQUES	307
---	-----

CHAPITRE 14

Discuter les approches conventionnelles de gestion de l'utilisation des eaux usées en agriculture. <i>Frans Huibers, Mark Redwood et Liqa Raschid-Sally</i>	309
Résumé	309
Introduction	310
1. L'approche conceptuelle de la chaîne de l'eau inversée	313
2. Décentralisation de la prestation des services pour les eaux usées	317
3. Cohérence et coordination des politiques pour relier les secteurs, les attributs et les coûts.	318
4. Participation des intervenants.	321
5. Discussion	322
Conclusions	323
Références	323

CHAPITRE 15

Création d'infrastructures d'assainissement axées sur la réutilisation : l'approche de la planification de la conception pour les services	327
<i>Ashley Murray et Chris Buckley</i>	
Résumé	327
Introduction	328
1. Défis rencontrés dans la planification d'assainissement axée sur la réutilisation.	330
2. Cadre de la CPS.	334
3. Mise en œuvre de la CPS pour la réhabilitation des modèles d'assainissement : étude de cas au Ghana	336
4. Mise en œuvre de la CPS pour concevoir de nouveaux modèles d'assainissement : étude de cas en chine	339
Conclusions	342
Références	343

CHAPITRE 16

Faciliter l'adoption d'interventions de sécurité alimentaire dans le secteur des aliments de rue et dans les champs	345
<i>Hanna Karg, Pay Drechsel, Philip Amoah et Regina Jeitler</i>	
Résumé	345
Introduction	346
1. Modifier les approches pour comprendre le changement de comportement	348
2. Perceptions de la propreté, de la sécurité et de la saleté	348
3. Provoquer le changement des comportements	349
4. Nécessité d'avoir une recherche appliquée.	352
5. Cadre de la campagne	354
5.1. Éducation.	356
5.2. Marketing social	357
5.3. Mesures incitatives.	357
5.4. Règlements	358
5.5. Mise en application	358
Conclusions	360
Références	360

CHAPITRE 17

Mobiliser les connaissances et les perceptions des agriculteurs pour réduire les risques sanitaires de l'agriculture irriguée avec des eaux usées	363
<i>Bernard Keraita, Pay Drechsel, Razak Seidu, Priyanie Amerasinghe, Olufunke O. Cofie et Flemming Konradsen</i>	
Résumé	363
Introduction	364
1. Risques sanitaires : perceptions des agriculteurs et preuves scientifiques ..	365
1.1. Utilisation des eaux usées	365
2. Utilisation d'excrétas humains	368
3. Facteurs qui influencent la perception des risques sanitaires des agriculteurs.	369
3.1. Expérience des agriculteurs en matière de réutilisation des déchets.	369
3.2. Niveau de connaissance des risques	370
3.3. Source des connaissances	370

3.4. Niveaux de vie des agriculteurs.	370
3.5. Stratégies défensives.	371
4. Connaissances et perceptions des agriculteurs au sujet des mesures de réduction des risques sanitaires.	371
5. Mesures de gestion des risques sanitaires utilisées par les agriculteurs. .	373
5.1. Hyderabad, en Inde.	374
5.2. Dakar, au Sénégal.	374
5.3. Accra, au Ghana.	374
5.4. Dakar, au Sénégal, et Lomé, au Togo.	374
5.5. Nord du Ghana.	374
6. Processus de mise en œuvre pour augmenter l'adoption des mesures de réduction des risques.	375
7. Défi de visualisation des risques invisibles.	375
8. Voies de communication.	378
Conclusions.	380
Remerciements.	380
Références.	380

CHAPITRE 18

Processus multi-acteurs pour gérer l'utilisation des eaux usées en agriculture.	385
---	-----

Alexandra E. V. Evans, Liqa Raschid-Sally et Olufunke O. Cofie

Résumé.	385
Introduction.	386
1. Contexte.	388
1.1. Participation et processus multi-acteurs.	388
1.2. Alliances d'apprentissage et planification d'actions participatives. .	390
2. Exemples de processus multi-acteurs dans l'utilisation des eaux usées. .	392
2.1. Projet Agriculture Eaux usées et Assainissement pour combattre la pauvreté.	392
2.2. Gestion durable de l'eau et amélioration de la santé des villes de demain.	395
2.3. Centres de ressources sur l'agriculture urbaine et la sécurité alimentaire.	396
3. Discussion.	399
3.1. Initiation externe et priorités.	401
3.2. Institutionnalisation.	401

3.3. Transparence des objectifs et bonne gestion	402
3.4. Participation et représentation des intervenants	403
3.5. Extrants tangibles, résultats et bonne communication	404
3.6. Mise à l'échelle	405
3.7. Répercussions pour l'irrigation avec des eaux usées	405
Conclusions	406
Références	407
 PARTIE 5	
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	411
 CHAPITRE 19	
Les défis et les perspectives pour atténuer les risques dans les pays à faible revenu	413
<i>Christopher A. Scott, Pay Drechsel, Liqa Raschid-Sally, Akiça Bahri, Duncan Mara, Mark Redwood et Blanca Jiménez Cisneros</i>	
Résumé	413
Introduction	414
1. Évaluation et atténuation des risques, directives de l'OMS	419
2. Répercussions sur les politiques et la gouvernance	423
Références	427
Index	429

Page Laissée Vide Intentionnellement

LISTE DES ENCADRÉS

1.1	Définitions	4
1.2	Maladies couramment associées aux eaux usées et aux excréta	17
3.1	Années de vie corrigées de l'incapacité (AVCI)	56
5.1	Représentation améliorée de l'incertitude dans la modélisation des risques annuels d'infection	98
6.1	Évaluation quantitative des risques chimiques	132
7.1	Cadre de l'analyse des risques	142
7.2	Interventions sans traitement	145
11.1	Hyperaccumulateurs	234
11.2	Le cas de l'arsenic	237
11.3	Bandes tampons	249
12.1	Termes et définitions des concepts clés en matière de contrôle des produits alimentaires en fonction du risque.	262
12.2	Défis méthodologiques	266
12.3	Limites en considération des pathogènes et des pesticides absorbés.	273
12.4	Tournées de présentation	275
14.1	Utilisation périurbaine des eaux usées pour l'agriculture à Hanoi	316
15.1	Mise en œuvre de la CPS pour la réhabilitation de la station de traitement des eaux usées en panne à l'école secondaire presbytérienne pour garçons d'Accra (Ghana)	337
15.2	Mise en œuvre de la CPS pour concevoir un modèle de traitement des eaux usées axé sur la réutilisation pour une région non desservie du district périurbain de Pixian, Chengdu (Chine)	340
16.1	Système d'analyse des risques et de maîtrise des points critiques	347
16.2	Perceptions de la sécurité des aliments de rue dans la région urbaine de Kumasi (Ghana)	349
16.3	Volonté de payer pour des légumes plus sûrs	350
16.4	Options de mesures incitatives discutées dans le cadre de l'étude au Ghana ...	352
16.5	Études de marketing social dans le contexte de l'Afrique occidentale : « La santé entre vos mains »	357
18.1	Questions dont il faut tenir compte à un stade précoce des processus multi-acteurs	400
19.1	Défis techniques et socio-institutionnels clés.	420
19.2	Le consensus d'Accra : un programme de recherche, de renforcement des capacités et d'action pour l'utilisation sans risque des eaux usées et des excréta en agriculture	426

Page Laissée Vide Intentionnellement

LISTE DES FIGURES

1.1	Prélèvements d'eau douce pour l'utilisation agricole en l'an 2000 et pays qui signalent l'utilisation d'eaux usées ou d'eaux polluées pour l'irrigation	8
1.2	Options pour réutiliser les eaux usées à des fins agricoles	24
2.1	Combinaisons réalisables d'interventions fondées sur les fermes et réduction de coliformes thermorésistants sur les feuilles de laitue à Kumasi, au Ghana. . .	47
4.1	Relation dose-réponse pour l'infection par le virus de Norwalk dans une étude de provocation sur des humains	74
4.2	Relation dose-réponse pour <i>E. coli</i> O157:H7 fondée sur huit éclosions différentes à l'aide d'un modèle dose-réponse à deux niveaux, permettant une variation entre les éclosions	75
4.3	Évaluation des risques de l'exposition annuelle à des épinards irrigués avec quatre concentrations différentes d' <i>Ascaris</i> dans les eaux usées pour plusieurs taux de consommation.	85
4.4	Risques annuels estimés d'infections à <i>Ascaris</i> associées à l'exposition aux épinards cultivés dans des sols amendés avec des biosolides.	86
4.5	Risques annuels estimés d'infections à <i>Ascaris</i> associées à l'exposition de carottes cultivées dans des sols amendés avec des biosolides.	87
5.1	Schéma des méthodes recommandées (approche A) et non recommandées (approche B) pour déterminer les risques annuels d'infection.	99
6.1	Évaluation comparative des concentrations en macro-éléments dans les eaux usées non traitées et traitées de Haryana (Inde).	116
6.2	Dynamique du carbone organique dans le sol consécutivement à l'irrigation avec de l'eau douce et à l'irrigation avec des eaux usées pendant 15 et 25 ans en Inde	119
6.3	Phosphore total (PT) par rapport aux distances en aval du point de déversement, Rio Guanajuato (Mexique), 1998	121
6.4	Conductivité électrique (CE) par rapport aux distances en aval du point de déversement, Rio Guanajuato (Mexique), 1998.	122
6.5	Qualité de l'eau du début à la fin, zone d'irrigation de Tula (Mexique), 1997-1998.	122
7.1	Cadre de l'analyse des risques	142
7.2	Réduction des risques et compromis sur les coûts	147
10.1	Un des étangs artificiels utilisés par les agriculteurs dans les exploitations maraîchères informelles urbaines à Kumasi (Ghana)	209
10.2	Réservoir de béton utilisé par de petits exploitants à Lomé (Togo). Les étangs sont interreliés par le biais de tubes et sont remplis à l'aide d'une pompe depuis un puits tubulaire ; et à d'autres endroits, également depuis des cours d'eau. . .	210
10.3	Arrosoirs avec toile moustiquaire pour éviter les débris à Dakar (Sénégal)	211

10.4	Barrage dans la rivière Musi, en aval de Hyderabad, Andhra Pradesh (Inde)	213
10.5	Un agriculteur debout sur une bûche de bois alors qu'il prend de l'eau d'un étang artificiel à Kumasi (Ghana)	213
10.6	Un agriculteur qui prend de l'eau dans un cours d'eaux usées à l'aide d'un arrosoir muni d'une corde à Ouagadougou (Burkina Faso)	214
10.7	Élévation des vannes d'entrée des pompes hors du sédiment des canaux d'irrigation près de Hyderabad (Inde)	215
10.8	Système simple d'irrigation au goutte à goutte fabriqué en Inde et essayé au Ghana pour la laitue. Des ajustements sont nécessaires pour augmenter la densité de plantation	216
10.9	Tenir un arrosoir à pomme à une faible hauteur réduit la projection de sol déjà contaminé sur les récoltes (Kumasi, Ghana)	217
12.1	Approche à barrières multiples dans la chaîne alimentaire des eaux usées où le traitement seul est une barrière insuffisante aux pathogènes.	262
12.2	Types de désinfectants utilisés selon la catégorie de restaurants à Cotonou (Bénin)	272
13.1	Distribution projetée de la population de consommateurs de laitues irriguées avec des eaux usées dans les régions urbaines du Ghana	287
13.2	AVCI évitées grâce aux interventions.	295
13.3	Voie d'expansion illustrant les interventions les moins intéressantes.	297
14.1	La chaîne de l'eau : cadre conceptuel illustrant les liens en amont et en aval. . .	312
15.1	Schéma du cadre de planification de la conception pour les services (CPS) pour le traitement des eaux usées et des méthodes correspondantes	335
16.1	Description des quatre « P » dans le domaine du marketing social	351
16.2	Cadre proposé pour la campagne multistratégique en vue de l'adoption d'interventions sans traitement, dans les champs et à l'extérieur des champs, pour réduire les risques sanitaires découlant de l'irrigation avec des eaux usées dans les régions urbaines du Ghana	359
17.1	Représentation schématisée du processus de recherche chez l'exploitant agricole.	376
17.2	Comparaison des opinions des spécialistes avec la motivation exprimée des agriculteurs pour un changement possible des comportements dans le sud du Ghana	378
17.3	Les préférences des agriculteurs quant aux personnes de confiance pour l'enseignement des innovations en agriculture	379
17.4	Les préférences des agriculteurs quant à la méthode d'apprentissage des nouvelles pratiques.	379
18.1	Le processus du projet WASPA	394
18.2	Schéma de l'approche de PMAP au sein du RUAF, Afrique occidentale	397
19.1	Population mondiale depuis 1950, projetée jusqu'en 2050.	415
19.2	Pays ayant les plus grandes zones irriguées avec des eaux usées non traitées ou traitées	418

LISTE DES TABLEAUX

1.1	Quelques caractéristiques de pays utilisant des eaux usées pour l'irrigation.	8
2.1	Exemples des différents types de dangers associés à l'utilisation des eaux usées en agriculture dans les pays en développement.	33
2.2	Mortalité mondiale et AVCI découlant de certaines maladies en lien avec l'utilisation des eaux usées en agriculture.	37
2.3	Données utilisées pour évaluer les risques pour la santé.	38
2.4	Vue d'ensemble des mesures de protection de la santé.	43
2.5	Réductions des pathogènes réalisables grâce à des mesures choisies de protection de la santé.	45
3.1	Classification des maladies liées à l'agriculture irriguée avec des eaux usées. . .	55
3.2	Pertes d'AVCI, risques de maladies, rapports maladie/infection et risques d'infections tolérables pour les rotavirus, les <i>Campylobacter</i> et les <i>Cryptosporidium</i>	57
3.3	Incidence des maladies diarrhéiques (MD) pppa en 2000 par région et par âge.	57
3.4	Mesures de contrôle post-traitement pour la protection de la santé et réductions connexes des pathogènes.	59
3.5	Irrigation restreinte : risques médians d'infection par l'ingestion de sols contaminés par les eaux usées dans une agriculture à forte intensité de main-d'œuvre avec une exposition de 300 jours par année.	61
3.6	Irrigation restreinte : risques médians d'infection par l'ingestion de sols contaminés par les eaux usées dans une agriculture hautement mécanisée avec une exposition de 100 jours par année.	61
3.7	Irrigation non restreinte : réductions nécessaires des pathogènes pour divers niveaux de risque tolérable d'infection à rotavirus découlant de la consommation de laitue et d'oignons irrigués avec des eaux usées.	62
3.8	Comparaison entre les incidences observées de maladies diarrhéiques et les risques prévus d'infection à rotavirus dans la vallée du Mezquital (Mexique).	63
4.1	Contenu en œufs d'helminthes (OH) des eaux usées et des boues de différents pays.	81
5.1	Comparaison des méthodes de Karavarsamis et Hamilton (2010) et de l'OMS (2006) pour déterminer les risques annuels d'infection au rotavirus pppa liés à la consommation de laitues irriguées avec des eaux usées.	101
5.2	Risques médians d'infection au norovirus par personne par année liés à la consommation, tous les deux jours, de 100 g de laitue irriguée avec des eaux usées.	102

5.3	Risques médians d'infection à <i>Ascaris</i> liés à la consommation de carottes crues irriguées avec des eaux usées chez des enfants de moins de 15 ans	104
5.4	Risques médians d'infection au norovirus pppa liés à la consommation de 10 à 12 g de laitue irriguée avec des eaux usées quatre fois par semaine . . .	104
6.1	Composants des eaux usées et répercussions possibles.	112
6.2	Concentrations en macro-éléments (N, P, et K) dans les eaux usées générées par certaines villes en Inde.	116
6.3	Concentrations en oligo-éléments (Fe, Zn et Mn) dans les eaux usées générées par certaines villes en Inde.	117
6.4	Les effets de 15 et 25 ans d'irrigation avec des eaux usées sur des caractéristiques physiques choisies des sols.	119
6.5	Salinité et sodicité moyennes dans les eaux usées générées dans le sous-continent indien	123
6.6	Concentrations maximales recommandées (CMR) dans l'eau d'irrigation de quelques métaux et métalloïdes sélectionnés	125
6.7	Différences entre les concentrations moyennes d'ions métalliques (Zn, Cd et Pb) dans la paille de trois variétés de blé et dans les échantillons de sol ayant fait l'objet d'une attaque à l'eau régale dans des zones irriguées avec l'eau de canaux et dans des zones irriguées avec des eaux usées	127
6.8	Durée prévue pour que les sols agricoles irrigués avec des eaux usées atteignent les charges limites en métaux dans trois endroits au Pakistan	128
6.9	Concentrations maximales tolérables de quelques pesticides, contaminants émergents et autres polluants dans les sols irrigués avec des eaux usées.	129
7.1	Prévisions des coûts des interventions sans traitement à l'échelle de la ferme. .	146
8.1	Concentrations de microorganismes dans les eaux usées et les boues d'épuration de différents pays	163
8.2	Caractéristiques des processus de traitement des eaux usées en référence à leur applicabilité au traitement avant la réutilisation agricole dans les pays en développement	175
9.1	Caractéristiques des boues de vidange (BV) dans des villes sélectionnées des pays en développement	189
9.2	Vue d'ensemble des options choisies et rendements prévus d'élimination (récupération) dans les systèmes de traitement pour la séparation solide-liquide des boues	191
9.3	Efficacité de l'inactivation des pathogènes pour différentes options peu coûteuses de traitement des boues de vidange.	197
9.4	Éléments traces contenus dans les biosolides récupérés des marais artificiels .	198
11.1	Classification de la biodisponibilité des métaux.	230
11.2	Options d'ingénierie <i>in situ</i> et <i>ex situ</i> adoptées pour les sols réhabilités contaminés par des métaux et métalloïdes.	231
11.3	Amendements des sols utilisés pour l'immobilisation <i>in situ</i> de métaux et métalloïdes	233
11.4	Études de cas sélectionnées sur la phytoremédiation	234
11.5	Potentiel de rendement de certaines cultures de grain, de fourrage, de légumes et de fibres en fonction de la salinité moyenne de la zone racinaire	242
11.6	Paramètres pour l'évaluation des méthodes d'irrigation couramment utilisées dans la réduction des risques.	243

11.7	Concentrations des cations totaux (mmol _e par litre) et de calcium (mmol _e par litre), et rapport calcium/cations totaux dans les échantillons d'eaux usées.	247
12.1	Facteurs ayant une incidence sur la survie des pathogènes dans l'environnement	265
12.2	Temps de survie de certains pathogènes excrétés dans le sol et sur la surface des cultures à 20-30 °C	265
12.3	Effets de certaines méthodes de désinfection sur les niveaux de coliformes fécaux sur la laitue en Afrique occidentale.	274
13.1	Efficacité des interventions avec traitement et sans traitement.	287
13.2	Sommaire des coûts pour les options sans traitement (campagne nationale). .	292
13.3	Sommaire des coûts de deux options avec traitement.	292
13.4	Rapports coût-efficacité des interventions.	296
13.5	RCE des interventions pour la réduction des maladies diarrhéiques.	301
16.1	Facteurs déterminants des comportements externes et stratégies potentielles d'intervention dans le secteur informel des restaurants de rue au Ghana.	355
16.2	Facteurs déterminants des comportements internes et stratégies potentielles d'intervention dans le secteur informel des restaurants de rue au Ghana.	356
17.1	Prévalence des maladies perçues chez les agriculteurs travaillant sur des exploitations irriguées à l'intérieur et aux environs d'Addis Abeba	366
17.2	Perception des agriculteurs de l'utilisation des excréta humains en agriculture.	369
17.3	Mesures identifiées par les agriculteurs pour réduire les risques sanitaires lors de l'irrigation avec des eaux usées.	373
18.1	Classification des partenariats et des plateformes multi-acteurs selon les pouvoirs relatifs exercés par les intervenants.	390
19.1	Caractéristiques de deux principaux types d'irrigation avec des eaux usées.	417

Page Laissée Vide Intentionnellement

ABRÉVIATIONS

ACE	analyse coût-efficacité
ACV	analyse du cycle de vie
AT	azote total
AVCI	années de vie corrigées du facteur invalidité
BSTEU	bassins de stockage et de traitement des eaux usées
BV	boues de vidange
CAPP	connaissances, attitudes, perceptions et pratiques
CE	conductivité électrique
CEC	pouvoir d'échange cationique
CMSD	cadre de moyens de subsistance durables
CNUEH	Centre des Nations Unies pour les établissements humains (ONU-Habitat)
CPS	conception pour les services
CSR	carbonate de sodium résiduel
CSSRI	Central Soil Salinity Research Institute (Institut central de recherche sur la salinité des sols)
CU	coefficient d'uniformité
DBO	demande biochimique d'oxygène
DCO	demande chimique en oxygène
DFID	Department for International Development (ministère du Développement international)
DJA	dose journalière admissible
DJT	dose journalière tolérable
DS	déchets solides
DU	détournement d'urine
EQRC	évaluation quantitative des risques chimiques
EQRM	évaluation quantitative des risques microbiens
ES	étangs de stabilisation
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FILTER	filtration et irrigation pour le traitement des terres et la réutilisation des effluents
G	géofiltration
GCRAI	Groupe consultatif pour la recherche agricole internationale
HACCP	analyse des risques et maîtrise des points critiques
IC	intervalle de confiance
IWMI	Institut international de gestion de l'eau
MDT	matières dissoutes totales
MMC	méthode de Monte Carlo
MS	matières en suspension
MST	matières solides totales
MVS	matières volatiles en suspension
MVT	matières volatiles totales
NV	norovirus
OH	œufs d'helminthes
OMS	Organisation mondiale de la santé

XXXIV L'irrigation avec des eaux usées et la santé

ONU	Organisation des Nations Unies
ONUDI	Organisation des Nations Unies pour le développement industriel
OSA	objectifs en matière de salubrité alimentaire
PAP	planification d'actions participatives
PHP	produits d'hygiène personnelle
PMAP	planification multilatérale d'actions participatives
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
POP	polluant organique persistant
pppa	par personne par année
PT	phosphore total
RAS	rapport d'adsorption du sodium
RCE	rapport coût-efficacité
RCED	rapport coût-efficacité différentiel
RKT	Réservoir King Talal
RUAF	Réseau international des centres de ressources sur l'agriculture urbaine et la sécurité alimentaire
STEP	station de traitement des eaux usées
SWITCH	Gestion durable de l'eau pour la santé des villes de demain
TCPA	traitement chimique primaire amélioré
TE	taille effective
TI	taux d'ingestion
TPA	traitement primaire avancé
TSH	temps de séjour hydraulique
UASB	réacteur anaérobie ascendant de couverture de boue
UE	Union européenne
USEPA	United States Environmental Protection Agency (Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement)
VDP	volonté de payer
VIP	latrine VIP
WASPA	Agriculture Eaux usées et Assainissement pour combattre la pauvreté

■ CONTRIBUTEURS

Priyane Amerasinghe, Institut international de gestion de l'eau (IWMI) Hyderabad, a/s de ICRISAT, Patancheru – 502 324, Hyderabad, Andhra Pradesh, Inde. p.amerasinghe@cgiar.org

Philip Amoah, Institut international de gestion de l'eau (IWMI) Afrique occidentale, PMB CT 112, Accra, Ghana. p.amoah@cgiar.org

Akiça Bahri, Institut international de gestion de l'eau (IWMI) Afrique occidentale, PMB CT 112, Accra, Ghana. a.bahri@cgiar.org

Kelly Bidwell, Innovations for Poverty Action, PMB 57, OSU, Accra, Ghana. kbidwell@poverty-action.org

Robert Bos, coordonnateur, Service Eau, assainissement et santé (WSH), Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse. bosr@who.int

François Brissaud, Maison des Sciences de l'eau, Université Montpellier II, 34095 Montpellier Cedex 05, France. brissaud@msem.univ-montp2.fr

Chris Buckley, Groupe de recherche sur la pollution, Université de KwaZulu-Natal, Campus du Collège Howard, 4041, Durban, Afrique du Sud. buckley@ukzn.ac.za

Richard Carr, anciennement à l'unité WSH, maintenant au Programme mondial de lutte antipaludique, Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse. carrrr@who.int

Olufunke O. Cofie, Institut international de gestion de l'eau (IWMI) Afrique occidentale, PMB CT 112, Accra, Ghana. o.cofie@cgiar.org

Pay Drechsel, Institut international de gestion de l'eau (IWMI), 127 Sunil Mawatha, Pelawatte, Battaramulla, Sri Lanka. p.drechsel@cgiar.org

Alexandra E. V. Evans, Institut international de gestion de l'eau (IWMI), 127 Sunil Mawatha, Pelawatte, Battaramulla, Sri Lanka. a.evans@cgiar.org

Andrew J. Hamilton, Département de gestion des ressources et de géographie, École de Melbourne sur les terres et l'environnement, Université de Melbourne, 500 Yarra Boulevard, Richmond, Victoria 3121, Australie. andrewjh@unimelb.edu.au

Frans Huibers, Université et centre de recherche Wageningen, Wageningen, Pays-Bas. frans.huibers@wur.nl

Sanja Ilic, Programme de recherche sur la santé des animaux destinés à l'alimentation, Centre de recherche et de développement agricoles de l'Ohio, Université de l'État de l'Ohio, 1680 Madison Ave., Wooster, OH 44691, États-Unis. ilic.2@osu.edu

Regina Jeitler, Université et centre de recherche Wageningen, Wageningen, Pays-Bas. regina.jeitler@hotmail.com

Blanca Jiménez Cisneros, Institut d'ingénierie, Université nationale autonome du Mexique, Ville universitaire, Apdo Postal 70472, 04510 Coyoacan, Mexique, DF. bjimenezc@iingen.unam.mx

Natalie Karavarsamis, Département de mathématiques et de statistiques, Faculté des sciences, Université de Melbourne, Parkville, Victoria 3052, Australie. nkarav@unimelb.edu.au

Hanna Karg, Département de géographie physique, Université de Freiburg, Werthmannstrasse 4, 79085 Freiburg, Allemagne. hanna.karg@gmx.de

Bernard Keraita, Institut international de gestion de l'eau (IWMI) Afrique occidentale, PMB CT 112, Accra, Ghana, et Département de santé internationale, Université de Copenhague, Danemark. b.keraita@cgiar.org

Doulaye Koné, Département de l'eau et de l'assainissement dans les pays en développement/Institut de recherche de l'eau du Domaine des EPF (EAWAG/SANDEC), C.P. 611, 8600 Dübendorf, Suisse. doulaye.kone@eawag.ch

Flemming Konradsen, École de santé mondiale de Copenhague, Université de Copenhague, Øster Farimagsgade 5, DK-1014 Copenhague, Danemark. flko@sund.ku.dk

Jeffrey T. LeJeune, Programme de recherche sur la santé des animaux destinés à l'alimentation, Centre de recherche et de développement agricoles de l'Ohio, Université de l'État de l'Ohio, 1680 Madison Ave., Wooster, OH 44691, États-Unis. lejeune.3@osu.edu

Duncan Mara, École de génie civil, Université de Leeds, Leeds LS2 9JT, Royaume-Uni. d.d.mara@leeds.ac.uk

Christine Moe, Centre pour l'eau salubre à l'échelle mondiale, Département de santé mondiale Hubert, École de santé publique Rollins, Université Emory, 1518 Clifton Rd N.E., Atlanta, GA 30322, États-Unis. clmoe@sph.emory.edu

Ashley Murray, Groupe de l'énergie et des ressources, Université de Californie, Berkeley, CA 94720-1710, États-Unis. murray.ash@gmail.com

Clare A. Narrod, Institut international de recherche sur les politiques alimentaires (IFPRI), 2033 K St. N.W., Washington, DC, États-Unis. c.narrod@cgiar.org

Inés Navarro, Université nationale autonome du Mexique, Av. Universidad 3000, Coyoacán 04510, DF, Mexique. ing@pumas.iingen.unam.mx

Kara Nelson, Génie civil et climatique, Université de Californie, Berkeley, CA 94720-1710, États-Unis. nelson@ce.berkeley.edu

Manzoor Qadir, Centre international de recherches agricoles dans les régions sèches (ICARDA) et Institut international de gestion de l'eau (IWMI), C.P. 5466, Alep, Syrie. m.qadir@cgiar.org

Liqia Raschid-Sally, Institut international de gestion de l'eau (IWMI) Afrique occidentale, PMB CT 112, Accra, Ghana. l.raschid@cgiar.org

Mark Redwood, Pauvreté urbaine et environnement, Centre de recherches pour le développement international (CRDI), C.P. 8500, Ottawa, Ontario, Canada. mredwood@idrc.ca

Christopher A. Scott, Centre Udall pour les études en politique publique et École de géographie et de développement régional, Université de l'Arizona, Tucson, AZ, États-Unis. cascott@email.arizona.edu

Razak Seidu, Département des sciences mathématiques et de la technologie, Université norvégienne des sciences de la vie, Postboks 5003, N-1432 As, Norvège. razak.seidu@umb.no

Hillel Shuval, Département des sciences de la salubrité de l'environnement, Collège universitaire Hadassah, C.P. 7456, Jérusalem, 94265 Israël. hshuval@vms.huji.ac.il

Robert Simmons, Département des ressources naturelles, Université de Cranfield, Cranfield, Bedfordshire MK43 0AL, Royaume-Uni. r.w.simmons@cranfield.ac.uk

Andrew Sleigh, École de génie civil, Université de Leeds, Leeds LS2 9JT, Royaume-Uni. p.a.sleigh@leeds.ac.uk

Peter Teunis, Centre pour l'eau salubre à l'échelle mondiale, École de santé publique Rollins, Université Emory, 1518 Clifton Rd N.E., Atlanta, GA 30307, États-Unis. peter.teunis@emory.edu

Marites M. Tiongco, Institut international de recherche sur les politiques alimentaires (IFPRI), 2033 K St. N.W., Washington, DC, États-Unis. m.tiongco@cgiar.org

■ EXAMINATEURS

Andrew Bradford, Université de Sheffield, Royaume-Uni

Stephanie Buechler, Université de l'Arizona, États-Unis

George Frisvold, Université de l'Arizona, États-Unis

Samuel Godfrey, UNICEF, Mozambique

Sasha Koo-Oshima, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Italie

Kerri Jean Ormerod, Université de l'Arizona, États-Unis

Tauhidur Rahman, Université de l'Arizona, États-Unis

Lisa Roma, Université de Cranfield, Royaume-Uni

Bahman Sheikh, San Francisco, États-Unis

Thor-Axel Stenström, Institut suédois de contrôle des maladies infectieuses, Suède

Martin Strauss, Département de l'eau et de l'assainissement dans les pays en développement/Institut de recherche de l'eau du Domaine des EPF, Suisse

Wim van der Hoek, Université de Copenhague, Danemark

Gwen Woods, Université de l'Arizona, États-Unis

Ce livre est destiné aux spécialistes, aux chercheurs et aux étudiants du troisième cycle des domaines de l'environnement et de la santé publique, du génie sanitaire et agricole, ainsi que de la gestion de l'irrigation au moyen des eaux usées dans les pays en développement. Il devrait s'avérer particulièrement utile à ceux qui travaillent à évaluer et à atténuer les risques sanitaires découlant de l'utilisation des eaux usées et des boues de vidange en agriculture, dans des contextes où le traitement des eaux usées est inexistant ou inapproprié pour protéger la santé publique. À cet effet, le livre met à profit les directives relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux grises, tout en leur servant de complément. Ces directives ont été publiées en 2006 par l'Organisation mondiale de la santé en collaboration avec l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et le Programme des Nations Unies pour l'environnement.

Le livre fait la somme de nouvelles données sur la rentabilité des mesures de traitement et de posttraitement pour la réduction des risques sanitaires, aborde les moyens de faciliter le changement des comportements vers des pratiques plus sûres et ajoute de nouvelles dimensions pour une gouvernance fondée sur la réutilisation des eaux usées.

L'ensemble des sections porte sur des enjeux clés associés à l'irrigation au moyen des eaux usées dans les pays en développement (l'évaluation des risques, l'atténuation des risques, la gouvernance en matière d'utilisation des eaux usées), alors que les chapitres individuels visent à fournir des renseignements concis principalement sur les risques microbiologiques, mais aussi sur les risques chimiques. Les auteurs associent l'eau et la santé à l'établissement et à la mise en œuvre d'options efficaces, abordables et efficientes de réduction des risques. Bien qu'il cible les pays en développement, le livre tente aussi de traiter des situations où la législation et les moyens institutionnels constituent des contraintes et où la disponibilité des données pour l'évaluation des risques est limitée. De plus, ce livre permettra d'approfondir la recherche multidisciplinaire appliquée sur les risques associés à l'utilisation des eaux usées, de même que sur leur atténuation.

Cet ouvrage n'aurait pu être produit sans l'appui du Centre de recherches pour le développement international et la Fondation Google. De nombreux autres organismes de financement ont appuyé les travaux présentés dans les chapitres individuels. Notre reconnaissance va tout spécialement au Challenge Program sur

l'eau et l'alimentation du Groupe consultatif pour la recherche agricole internationale, à l'Organisation mondiale de la santé et à l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture pour leur collaboration soutenue.

Les rédacteurs

DÉFINIR LES BALISES

Page Laissée Vide Intentionnellement

Utilisation des eaux usées, des boues et des excréta dans les pays en développement

Un aperçu

*Blanca Jiménez Cisneros, Pay Drechsel, Doulaye Koné,
Akiça Bahri, Liqa Raschid-Sally et Manzoor Qadir*

■ RÉSUMÉ

Après l'introduction des termes et de la terminologie associés à l'utilisation des eaux usées, des boues et des excréta, ce chapitre met l'accent sur leurs facteurs globaux et leur importance à l'échelle mondiale en utilisant des exemples de différents pays en développement. Dans le cadre de la discussion, il convient de distinguer l'utilisation non planifiée des eaux usées découlant d'un mauvais assainissement, et l'utilisation planifiée qui tente de traiter des enjeux tant sur le plan économique que sur la rareté de l'eau. Les deux types d'utilisation des eaux usées peuvent avoir des avantages socioéconomiques importants, mais également constituer des défis et des risques institutionnels qui nécessitent différentes approches de gestion et, idéalement, différentes directives. Cette diversité rend les directives actuelles de l'OMS, qui cherchent à être universelles, difficiles à comprendre et à mettre en œuvre. Alors que la réutilisation planifiée demeurera la norme dans les pays qui peuvent se permettre le traitement, la plupart des pays en développement sont susceptibles de continuer à utiliser des eaux usées non traitées, ou seulement partiellement traitées, aussi longtemps que l'assainissement et l'évacuation des déchets n'arriveront pas à suivre la croissance de la population

urbaine. Il existe toutefois des options pour associer la gestion des boues de vidange et des eaux usées urbaines à la demande en aliments des villes, ou d'autres formes de récupération des ressources qui offrent des possibilités de bien boucler le cycle de l'eau et des éléments nutritifs.

Encadré 1.1 DÉFINITIONS

Le terme «eaux usées» tel qu'utilisé dans ce livre concerne les eaux usées de différentes qualités, brutes à diluées, générées par diverses activités urbaines :

Les eaux usées urbaines se composent généralement d'une combinaison d'un ou de plusieurs des facteurs suivants qui en font une eau polluée :

- Les eaux domestiques qui se composent d'eaux noires (excrétas, urine et boues de vidange, c'est-à-dire des eaux usées sanitaires) et d'eaux grises (eaux usées provenant de la cuisine et du bain)
 - l'eau provenant des établissements commerciaux et des institutions, incluant les hôpitaux
 - les effluents industriels lorsqu'ils sont présents
 - les eaux pluviales et autres écoulements urbains.
- Les eaux usées traitées sont les eaux usées qui sont passées à travers une station de traitement des eaux usées en vue d'atteindre certaines normes pour réduire leur degré de pollution ou de risque sanitaire ; dans le cas où elles ne respectent pas ces normes, les eaux usées sont considérées au mieux comme partiellement traitées.
- Les eaux (usées) récupérées ou recyclées sont des eaux usées traitées qui peuvent officiellement être utilisées dans des conditions contrôlées à des fins utiles, telle l'irrigation.
- Les boues de vidange sont un terme général utilisé pour les boues ou les solides non digérés ou partiellement digérés qui découlent du stockage ou du traitement des eaux noires dans ce qu'on appelle les systèmes d'assainissement sur place comme les fosses septiques, les latrines, les fosses d'aisances, les toilettes sèches, les toilettes publiques privées de réseaux d'égout et les fosses à niveau constant.
- Les biosolides sont des boues traitées ou les sous-produits traités des eaux d'égout domestiques et commerciales, un traitement des eaux usées et des boues de vidange qui peut servir à l'amendement des sols et comme engrais. Ces résidus sont traités pour réduire leur contenu en matières organiques, leur volume ou leur masse, les pathogènes et le potentiel d'attraction des vecteurs.

Source : Raschid-Sally et Jayakody (2008), modifié.

■ INTRODUCTION

Décrire l'utilisation des eaux polluées, des excréta et des boues dans le contexte des pratiques agricoles actuelles des pays en développement n'est pas chose facile. D'une part, il y a un manque d'informations fiables et suffisantes et d'autre part, les renseignements disponibles n'utilisent pas des termes et des unités uniformes

pour décrire ces pratiques, ce qui complique la comparaison des données ou l'établissement d'inventaires internationaux. Le manque de données communes est issu en partie du caractère informel de la pratique ou même, dans certains cas, de l'intention de ne pas divulguer des données. Cela peut survenir soit parce que les agriculteurs ont peur lorsqu'ils vendent leurs produits, ou parce que les gouvernements ne veulent pas reconnaître ce qui semble être une faute professionnelle. Pour ces raisons, ce chapitre présentera tout d'abord certaines définitions des termes qui seront utilisés dans l'ensemble du livre, puis il analysera les renseignements existants provenant de différentes sources en se servant, pour les raisons énoncées, de méthodes non conventionnelles afin d'établir un rapport. Malgré ces limites, les descriptions présentées sont utiles pour donner une idée de l'étendue de l'utilisation des eaux usées, des excréta et des boues dans les pratiques agricoles des pays à revenus faible et intermédiaire.

■ 1. CONTEXTE

L'épandage des eaux usées, des boues et des excréta est une pratique très répandue qui s'appuie sur une longue tradition dans de nombreux pays à travers le monde. Pendant des siècles, les agriculteurs chinois ont utilisé les excréments des humains et des animaux comme engrais. Les boues provenant des eaux usées et des égouts, comme le fumier, ont aussi été utilisées par les civilisations du nord de l'Europe et de la Méditerranée. À titre d'exemple, les eaux usées étaient réutilisées aux ^{xiv}e et ^{xv}e siècles dans les marécages milanais et les potagers valenciens, respectivement (Soulié et Tréméa, 1991). Dans plusieurs villes européennes et nord-américaines, les eaux usées étaient évacuées vers les champs agricoles avant l'introduction des technologies de traitement des eaux usées pour prévenir la pollution des cours d'eau. À Paris par exemple, l'utilisation d'eaux usées partiellement traitées était courante jusqu'à la deuxième moitié du ^{xx}e siècle (Asano et coll., 2007). Dans les pays en développement comme la Chine, le Mexique, le Pérou, l'Égypte, le Liban, le Maroc, l'Inde et le Vietnam, les eaux usées ont été utilisées comme source de nutriments culturels pendant de nombreuses décennies (AATSE, 2004; Jiménez et Asano, 2008). Par conséquent, l'utilisation agricole des eaux usées non traitées a été associée à l'épandage et à la production des cultures durant des siècles (Keraita et coll., 2008). Cependant, au fil des ans, elle est devenue moins populaire dans les pays développés à la suite de l'amélioration des technologies de traitement et de la sensibilisation accrue aux enjeux environnementaux et sanitaires associés à la pratique. En revanche, dans les pays en développement, en raison de divers facteurs décrits plus loin, les agriculteurs l'utilisent largement et en tirent même des avantages pour améliorer leur subsistance.

Les plus anciennes références à l'utilisation des excréta viennent de certains pays asiatiques, où ils servaient à accroître la production piscicole pas le biais de l'aquaculture (Organisation mondiale de la santé, OMS, 2006). La gestion des boues n'est que récemment devenue un enjeu, même pour les pays développés,

parce que les régions densément peuplées produisent de telles quantités de boues et d'excrétas que l'assimilation naturelle dans l'environnement est impossible, et que l'espace de stockage est limité (Centre des Nations Unies pour les établissements humains, CNUEH, 2008). En outre, la gestion est complexe et il y a un manque de soutien social : les gens préfèrent ignorer ce qui arrive aux excréments après leur passage dans les latrines et ils sont mal à l'aise si on en parle, qu'ils vivent dans des pays développés ou non (Snyman, 2008).

Ce chapitre tente de donner une vue d'ensemble de l'utilisation des eaux usées, des excréments et des boues de vidange en agriculture ; de caractériser leur utilisation, les avantages dérivés et les coûts associés, particulièrement en ce qui concerne les conséquences sanitaires ; et de fournir des perceptions concernant de telles utilisations et des perspectives d'avenir. Il convient de remarquer que bien qu'il sera fait mention des eaux récupérées ou recyclées, le cas échéant, nous porterons notre attention principalement sur les eaux usées non traitées.

■ 2. ÉTENDUE DE L'UTILISATION DES EAUX USÉES, DES EXCRÉTAS ET DES BOUES

En dépit des limites des données mentionnées ci-dessus, une tentative est faite dans les prochaines sections pour dégager une idée d'ensemble de l'étendue de l'utilisation des eaux usées, des boues et des excréments de par le monde en utilisant les meilleures informations disponibles.

2.1. Eaux usées

Dans la littérature, il n'existe pas d'inventaire mondial complet de l'étendue de l'utilisation des eaux usées non traitées pour l'irrigation. En fait, il n'en existe même pas pour les eaux usées traitées. Sur la base des informations provenant de pays qui fournissent des données sur les régions irriguées, on estime que plus de 4 à 6 millions d'hectares (ha) sont irrigués au moyen d'eaux usées ou d'eau polluée (Jiménez et Asano, 2008 ; Keraita et coll., 2008 ; CNUEH, 2008). Une autre estimation indique 20 millions d'hectares à l'échelle mondiale, une région qui équivaut presque à sept pour cent du total des terres irriguées dans le monde (OMS, 2006). En revanche, la région signalée comme étant irriguée avec des eaux usées traitées ne représente que 10 pour cent de ce chiffre. Dans la pratique, en raison de la sous-déclaration des zones irriguées avec des eaux polluées, la différence pourrait être beaucoup plus grande. Il y a 20 ans, l'OMS (1989) a estimé que les régions utilisant des eaux usées brutes ou des eaux polluées étaient de 3 millions d'hectares ; mais de récentes données suggèrent un espace six fois plus important. Nous ne pouvons déterminer si cette différence fait référence à une augmentation de la région ou seulement à une hausse des données disponibles, mais il est possible que ce soit une combinaison des deux, étant donné la quantité croissante d'eaux usées générées et les besoins alimentaires des villes.

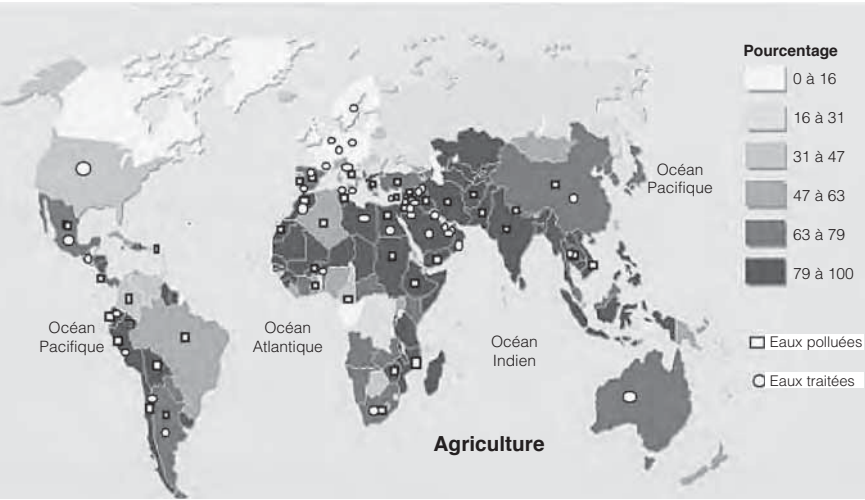
Les activités agricoles qui en découlent sont en effet plus courantes dans les villes et leurs alentours (Drechsel et coll., 2006), mais peuvent aussi être constatées dans les communautés rurales situées en aval de l'endroit où les villes évacuent leurs eaux, à moins qu'il n'y ait des processus de traitement ou d'auto-épuration. Une grande part de cette utilisation n'est pas intentionnelle et est la conséquence de sources d'eau polluée en raison des pratiques d'assainissement et d'évacuation inappropriées dans les villes. Raschid-Sally et Jayakody (2008) suggèrent, à partir d'une enquête menée auprès des pays développés, que les eaux usées sans traitement significatif sont utilisées aux fins d'irrigation dans quatre villes sur cinq.

En ce qui concerne le volume d'eaux usées utilisées à différentes fins, la quantité varie considérablement d'un pays à un autre. La majorité de ces eaux usées est utilisée dans les pays en développement, où se trouvent 75 pour cent des terres irriguées du monde (Nations Unies, ONU, 2003), dont une petite quantité, même si ce n'est pas prévu, est utilisée dans certains pays développés (Jiménez et Asano, 2008). Dans un nouvel examen qui intègre les données de Jiménez et Asano (2008) et du CNUED (2008), 46 pays signalent l'utilisation des eaux polluées à des fins d'irrigation (figure 1.1). Le tableau 1.1 montre une nette augmentation du PIB et du pourcentage d'assainissement amélioré dans les pays qui utilisent des eaux usées non traitées à traitées. Les pays avec un revenu moyen sont ceux qui utilisent les deux types d'eaux, ce qui indique une transition entre la réutilisation non planifiée et non contrôlée vers une réutilisation planifiée et contrôlée. Les pays qui utilisent uniquement les eaux traitées pour l'irrigation ont une couverture du réseau d'assainissement d'au moins 87 pour cent.

Peu d'études ont quantifié la contribution globale des eaux usées à l'approvisionnement alimentaire. Au Pakistan, environ 26 pour cent de la production maraîchère nationale est irriguée avec des eaux usées (Ensink et coll., 2004), tandis qu'à Hanoi, au Vietnam, une région bien plus humide que le Pakistan, environ 80 pour cent de la production de légumes provient de zones urbaines et périurbaines irriguées avec des eaux usées diluées (Lai, 2002). Parmi les grandes villes de l'Afrique occidentale, entre 50 et 90 pour cent des légumes consommés par les citoyens sont produits à l'intérieur ou à proximité de la ville (Drechsel et coll., 2006), où la plupart des eaux utilisées pour l'irrigation sont polluées.

L'utilisation exclusive des eaux grises n'a pas été bien documentée, en partie parce qu'elles ont tendance à se mélanger aux eaux noires. Dans les situations où elles sont utilisées comme telles, il s'agit généralement d'une pratique interne, ce qui complique toute évaluation, mais elle gagne en popularité au Moyen-Orient pour l'irrigation. Dans certains états des États-Unis, l'utilisation des eaux grises est permise pour l'irrigation domestique et il existe une législation et des directives à cet égard. L'Australie, qui connaît des problèmes de pénurie majeure, a commandé des études sur la réutilisation des eaux grises, mais aucune information complète n'est disponible. Dans les pays où cela est permis, il y a des

Figure 1.1 PRÉLÈVEMENTS D'EAU DOUCE POUR L'UTILISATION AGRICOLE EN L'AN 2000 ET PAYS QUI SIGNALENT L'UTILISATION D'EAUX USÉES OU D'EAUX POLLUÉES POUR L'IRRIGATION



Source : World Resources Institute (2000), complément d'information de Jiménez et Asano (2008) ; Keraita et coll. (2008) et du CNUEH (2008).

Tableau 1.1 QUELQUES CARACTÉRISTIQUES DE PAYS UTILISANT DES EAUX USÉES POUR L'IRRIGATION

Utilisation des eaux usées pour l'irrigation	Nombre total de pays	PIB par habitant pour 50% des pays (en \$ US)	Couverture de l'assainissement pour 50% des pays (en %)
Non traitées	23	880-4 800	15-65
Traitées et non traitées	20	1 170-7 800	41-91
Traitées	20	4 313-19 800	87-100

exemples d'utilisation des eaux grises pour les chasses d'eau après traitement. Les pays à revenus faible et intermédiaire comme l'Inde, le Mali, la Jordanie, la Palestine, l'Afrique du Sud, le Népal, le Sri Lanka, le Costa Rica et la Malaisie utilisent les eaux grises pour le jardinage et l'irrigation de cultures non alimentaires (comme le fourrage et les oliviers) (Morel et Diener, 2006).

Dans la plupart des villes de l'Afrique subsaharienne, les eaux grises sont canalisées dans des drains où elles se mélangent souvent avec des eaux pluviales, des déchets solides et des excréta provenant de la défécation à ciel ouvert avant qu'elles ne pénètrent dans les cours d'eau naturels. Puisque ces drains ou cours d'eau sont souvent utilisés pour l'irrigation, il est difficile de faire la distinction entre l'utilisation des eaux grises et des eaux usées (Cornish et Lawrence, 2001 ; Drechsel et coll., 2006 ; Qadir et coll., 2007). Une récente enquête dans deux villes

du Ghana a montré que l'utilisation des eaux grises pour l'irrigation artisanale est très faible (Institut international de gestion de l'eau, IWMI, 2008), malgré le fait que les eaux grises et les eaux noires ont des réseaux séparés et que la bonne utilisation des eaux grises pourrait être encouragée. La situation peut être différente dans des régions plus sèches où l'eau du robinet est précieuse et les sources d'eau naturelles rares. La Jordanie a mis en œuvre des projets pilotes qui visent à augmenter l'utilisation des eaux grises comme dans le camp de réfugiés de Jerash, où les eaux usées sont séparées et évacuées de toutes les maisons dans l'environnement par le biais de petits fossés et canaux ouverts qui servent aux agriculteurs pour produire des cultures (OMS/CRDI, 2006). L'Inde utilise aussi des eaux grises partiellement traitées pour l'irrigation et l'assainissement des potagers (Godfrey et coll., 2007), et il semblerait que cette pratique commence à se répandre largement dans plusieurs régions.

2.2. Boues de vidange, excréta et biosolides

Le problème de la gestion des boues de vidange est aggravé par le grand nombre de systèmes d'assainissement autonome, comme les latrines, les toilettes publiques privées de réseaux d'égout ou les fosses septiques, utilisées par la majorité de la population pour évacuer les eaux noires dans les villes densément peuplées. Les boues de vidange provenant des systèmes d'assainissement autonome sont parfois transportées dans des bassins de traitement, mais sont le plus souvent déversées dans des dépressions, des cours d'eau ou l'océan, ou encore réutilisées sans traitement sur les terres agricoles, déversées dans les lacs ou étangs de pisciculture ou évacuées dans l'enceinte des ménages. En supposant une production d'un litre par jour par habitant de boues de vidange (Strauss et coll., 1997), un camion plein de 5 m³ qui rejette son contenu sans discernement équivaut à 5 000 défécations à ciel ouvert (Koné et coll., 2007a).

Ces pratiques posent un risque important pour la santé publique et ont une incidence de maladie élevée chez les vidangeurs, leurs familles, les ménages qui vivent dans la région immédiate et les populations vulnérables des villes qui possèdent surtout des latrines (OMS, 2006). Au Ghana, au Mali et au Bénin, on sait que des agriculteurs soudoient des conducteurs de camions de vidange de fosses septiques pour qu'ils déversent les matières fécales dans leurs champs. Heureusement, cette pratique pose peu de risques pour la santé des consommateurs dans le cas d'une exposition suffisante au soleil et d'une longue saison sèche qui se traduisent par la mort massive des pathogènes, ou lorsque les cultures sont des céréales (Asare et coll., 2003; Cofie et coll., 2003, 2005). Des systèmes où les boues de vidange sont tout d'abord séchées, puis mélangées à des déchets solides pour le cocompostage ont été signalés dans des stations expérimentales au Ghana et au Nigeria. Les boues décantées provenant de bassins de traitement des boues ont été utilisées pour « mélanger » le compost à partir de déchets solides, comme il a été observé à Accra, au Ghana (Drechsel et coll., 2004; Koné et coll., 2007a).

L'utilisation des excréta est rarement rendue publique, mais on sait qu'elle a été pratiquée pendant des siècles en Asie (OMS, 2006), particulièrement en Chine (CNUEH, 2008) et au Vietnam (Jensen et coll., 2005 ; Phuc et coll., 2006), à la fois pour l'agriculture et l'aquaculture. En Chine, l'utilisation des excréta en agriculture continue d'être courante et cette pratique a établi un lien économique fort entre les citadins et les agriculteurs urbains. Ainsi, les légumes cultivés dans des sols traités avec des excréta donnent des prix de vente plus élevés. Grâce aux efforts grandissants déployés pour introduire des toilettes séparant l'urine, les premières données sur la réutilisation de l'urine ont vu le jour¹.

Dans les pays développés et en développement, l'élimination des boues est un enjeu qui prend de l'ampleur parallèlement à l'augmentation du volume d'eaux usées traitées. Historiquement, les boues d'épuration ont été considérées comme étant des déchets devant être éliminés au moindre coût possible (CNUEH, 2008). En conséquence, elles ont traditionnellement été déversées dans des décharges, des trous, toute surface inoccupée et des systèmes d'évacuation des eaux (Jiménez et coll., 2004). Toutefois, les boues de vidange, les excréta et les biosolides sont de plus en plus épandus sur les terres dans les pays à revenus faible et intermédiaire en raison du coût élevé des décharges modernes qui respectent toutes les exigences environnementales, de la difficulté de trouver des sites appropriés pour les décharges (même dans les pays développés) et des avantages de recycler les éléments nutritifs et d'améliorer les caractéristiques du sol. De par le monde, ils sont utilisés principalement (à hauteur de plus de 60 pour cent) pour fertiliser les champs agricoles ou les espaces verts. Cette pratique permet de résoudre un problème pour les municipalités, aide les agriculteurs à diminuer leurs coûts associés aux engrais organiques et minéraux, tout en préservant ou en améliorant la fertilité du sol. Une autre utilisation importante des boues est d'améliorer les sols dégradés des sites d'exploitation minière, de construction ou de toute autre zone perturbée (CNUEH, 2008).

■ 3. CATALYSEURS DE L'UTILISATION DES EAUX USÉES

Dans les pays en développement, les ressources financières et physiques limitées pour traiter les eaux, la situation socioéconomique et le contexte de l'urbanisation créent des conditions d'utilisation non planifiées et non contrôlées des eaux usées. Une étude commanditée par l'Évaluation globale de la gestion de l'eau dans l'agriculture a démontré que dans 53 villes de pays en développement, les principaux catalyseurs de l'utilisation des eaux usées en agriculture irriguée sont une combinaison des facteurs suivants (Raschid-Sally et Jayakody, 2008) :

1. Voir <<http://conference2005.ecosan.org>>.

- les capacités restreintes des villes à traiter leurs eaux usées, entraînant la pollution des sols, des cours d'eau et des sources d'eau traditionnelles pour l'irrigation ;
- le manque de sources d'eau de remplacement (moins chères, fiables, accessibles ou plus sûres) dans l'environnement physique ;
- la demande alimentaire des villes et les incitations du marché qui favorisent la production alimentaire à proximité des villes, où les sources d'eau sont généralement polluées.

De plus, Jiménez (2006) a souligné l'influence des facteurs socio-économiques au niveau des ménages, comme la pauvreté et la faible scolarisation dans les pays en développement, où cohabitent le manque de perspectives d'emploi et une prise de conscience limitée des risques pour la santé. Dans de telles circonstances, la réutilisation des eaux usées peut représenter une occasion prometteuse pour la production de cultures commerciales ou pour améliorer l'approvisionnement alimentaire. Une fois que la réutilisation des eaux usées est en place et que ses avantages ont été mesurés par la population, il est difficile de changer les comportements, plus particulièrement si les changements ont un coût associé ou s'ils sont liés à des droits historiques relatifs à l'eau. Cela peut être aggravé par l'accessibilité réduite à des ressources en eau douce, que ce soit pour des raisons économiques ou physiques. La valeur nutritive des eaux usées et des boues (brutes) est intrinsèquement reconnue par les agriculteurs, ce qui est un facteur déterminant de leur utilisation.

Par contre, dans les pays plus développés, la réutilisation et le recyclage des eaux sont de plus en plus perçus comme un moyen de réagir à la pénurie physique de l'eau (notamment les changements climatiques et la gestion des sécheresses), à la réaffectation des eaux de l'agriculture à d'autres utilisations, et aussi comme une réponse économique aux transferts interbassins dispendieux. Les normes environnementales rigoureuses constituent un autre facteur qui influence le recyclage, ce qui rend l'épandage des eaux usées et des boues sur les terres à la fois inévitable et économiquement viable.

Les catalyseurs de la réutilisation agricole des boues et des excréta sont davantage associés à des problèmes d'évacuation qu'à l'intention de récupérer leurs composants. Néanmoins, de nombreux agriculteurs les considèrent comme une ressource précieuse semblable à l'engrais de ferme. Cette utilisation bénéfique gagne en popularité et est menée dans l'intention de boucler le cycle des éléments nutritifs en vue d'assurer qu'ils retournent aux terres agricoles pour améliorer la fertilité des sols. L'une des principales différences observées entre l'utilisation des eaux usées et celle des boues et des excréta est la plus grande acceptation d'utiliser les eaux usées, car les boues et les excréta sont traditionnellement perçus, dans la plupart des cultures, comme étant non seulement nuisibles, mais également un objet de honte (CNUEH, 2008).

■ 4. TYPOLOGIE DE L'UTILISATION DE L'EAU

Différents auteurs ont tenté d'offrir des typologies pour le recyclage et l'utilisation des eaux usées (par exemple van der Hoek, 2004), mais aucune n'a été retenue unanimement ou normalisée. Cependant, en décrivant la réutilisation des eaux usées, les termes « directe », « indirecte », « planifiée » et « non planifiée » reviennent souvent. Nous les expliquons ici à l'aide d'exemples :

- L'utilisation directe des eaux usées non traitées désigne l'utilisation des eaux usées brutes depuis une sortie d'eaux d'égout, évacuées directement sur les terres où elles servent à la production agricole.
- L'utilisation indirecte des eaux usées non traitées désigne le captage d'eaux usées généralement diluées (ou d'eau d'un cours d'eau pollué) pour l'irrigation. Cette situation est courante en aval des centres urbains où les installations de traitement sont limitées. Les agriculteurs sont conscients ou non des défis relatifs à la qualité de l'eau.
- L'utilisation directe des eaux usées traitées désigne l'utilisation d'eau recyclée qui a été transportée du point de traitement ou de production au point d'utilisation sans rejet intermédiaire dans les eaux.
- L'utilisation planifiée de l'eau désigne l'utilisation consciente et contrôlée des eaux usées, qu'elles soient brutes (utilisation directe) ou diluées (utilisation indirecte). Toutefois, l'utilisation indirecte se fait le plus souvent sans planification, du moins initialement, pour l'utilisation des eaux de mauvaise qualité.

L'utilisation directe a souvent lieu dans les climats secs où les sources d'eau sont rares. Les eaux usées traitées, non traitées ou partiellement traitées sont utilisées directement pour l'irrigation sans être mélangées ou diluées. L'utilisation directe d'eaux usées traitées est la plus courante comme processus planifié dans les pays développés, notamment dans certaines régions importantes du Moyen-Orient et de l'Afrique du Nord, mais peut également avoir lieu sans planification, par exemple durant les saisons sèches lorsque les cours d'eau ne transportent que des eaux usées, comme c'est le cas de la rivière Musi à Hyderabad, en Inde.

Cependant, l'utilisation d'eaux usées diluées pour l'irrigation (utilisation indirecte) est beaucoup plus fréquente que l'utilisation directe, et se produit même dans les climats plus humides. Dans cette situation, les eaux usées, non traitées ou partiellement ou insuffisamment traitées provenant des régions urbaines sont rejetées dans des égouts, de petits cours d'eau ou d'autres affluents de plus grands cours d'eau où elles se mélangent généralement aux eaux pluviales et à l'eau douce, devenant ainsi des eaux usées diluées (ou des eaux de surface polluées). Elles sont ensuite utilisées par les agriculteurs, dont la plupart sont des utilisateurs traditionnels de ces sources d'eau. Le manque d'installations sanitaires et d'infrastructures d'évacuation appropriées dans les villes est l'une des causes directes d'une telle pollution et d'une telle utilisation (Jiménez et Asano, 2008; Raschid-Sally et Jayakody, 2008).

Cette situation ne se limite pas aux pays à faible revenu qui n'ont pas la capacité de recueillir et de traiter de manière globale les eaux usées, mais se trouve également dans les économies en plein essor comme la Chine, le Brésil et certains pays du Moyen-Orient et de l'Afrique du Nord. Par exemple, malgré d'importants investissements dans le traitement des eaux usées, la ville de Beijing réussit seulement à traiter environ la moitié des eaux usées générées et des eaux usées non traitées sont déversées dans les cours d'eau utilisés en aval par les agriculteurs (Yang et Abbaspour, 2007). De même, au Liban et en Palestine, la plupart des eaux usées provenant des réseaux d'égouts des localités sont rejetées dans les rivières avoisinantes, les *wadis*, et dans la mer, ainsi que sur les terres ouvertes, d'où elles s'infiltrant dans le sol avec peu ou pas de traitement (Post et coll., 2006). En dépit des règlements stricts de l'Union européenne (UE), des eaux usées non traitées sont rejetées dans les rivières qui sont utilisées pour l'irrigation dans certains pays comme l'Espagne, l'Italie et le Portugal, particulièrement durant l'été, où il y a peu ou pas de courant fluvial (Juanico et Salgot, 2008). Néanmoins, cette pratique est en baisse en raison des efforts déployés par certains pays pour accroître le niveau de traitement des eaux usées afin de respecter la législation de l'UE. En Turquie, une quantité énorme d'eaux usées domestiques est déversée dans les rivières et utilisée pour l'irrigation en raison d'installations de traitement insuffisantes ou de l'absence de traitements satisfaisants (Juanico et coll., 2008).

Dans certaines régions, les infrastructures d'irrigation construites à l'origine pour transporter l'eau douce, de surface ou souterraine sont maintenant utilisées pour les eaux usées pendant certaines périodes. Les eaux usées sont pompées dans des canaux d'irrigation en complément de l'eau douce destinée à l'irrigation. Par exemple, au Vietnam, les eaux usées provenant de Hanoi et d'autres villes le long du delta de la rivière Rouge sont pompées dans des canaux d'irrigation à certains moments de l'année pour s'ajouter à l'eau d'irrigation (Trang et coll., 2007a et b). Cependant, à l'extrémité des systèmes d'irrigation ou tout au long de la saison sèche, les eaux usées peuvent être la seule eau qui s'écoule dans les canaux de certaines régions, comme Haroonabad au Pakistan et Hyderabad en Inde (Ensink et coll., 2004; Ensink, 2006).

En Jordanie, la station de traitement des eaux usées d'As-Samra traite principalement les eaux usées domestiques de la capitale Amman. Durant leur parcours vers la vallée jordanienne, les eaux recyclées sont mélangées aux eaux pluviales des *wadis* avant d'être temporairement stockées dans le plus grand réservoir du pays, le réservoir King Talal (RKT), qui possède une capacité de stockage de 75 millions de mètres cubes. Le temps de séjour de l'eau dans le réservoir, qui était auparavant de 10 mois, a été réduit à quelques mois avec l'augmentation du débit des eaux usées. Environ 20 kilomètres en aval de la sortie du RKT, les réseaux de Zarqa font dévier une partie des eaux du RKT directement vers les champs de la vallée jordanienne. Le reste des eaux recyclées est finalement libéré dans le canal du Roi Abdullah qui apporte l'eau douce dans le nord de la vallée jordanienne.

■ 5. AVANTAGES ET DÉSAVANTAGES DE RÉUTILISER LES EAUX USÉES, LES BOUES ET LES EXCRÉTAS

Bien que les catalyseurs pour l'utilisation des eaux usées, des boues et des excréta en agriculture varient d'une région à l'autre, leur utilisation – qu'elle soit directe, indirecte, diluée ou non – présente un certain nombre d'avantages parallèlement aux risques bien connus (OMS, 1989, 2006; Scott et coll., 2004).

5.1. Avantages

En conséquence de la forte demande alimentaire mondiale, il n'est pas surprenant qu'à l'échelle planétaire, le plus grand utilisateur des eaux usées (traitées ou non) soit le secteur de l'agriculture (Jiménez et Asano, 2008). Un facteur important qui rend les eaux usées précieuses est qu'elles constituent une source d'eau fiable, et qu'elles sont disponibles toute l'année, contrairement aux précipitations pluviales ou aux cours d'eau saisonniers. Par conséquent, elles permettent des rendements plus élevés, une production à l'année, tout en augmentant la gamme de cultures pouvant être irriguées, en particulier (mais pas uniquement) dans les zones arides et semi-arides (Keraita et coll., 2008). Des études menées à Hubli-Dharwad ont montré que les eaux usées permettaient de faire de l'agriculture pendant la saison sèche, durant laquelle les agriculteurs pouvaient vendre leurs produits trois à cinq fois le prix saisonnier du kharif (de la mousson) (Hunshal et coll., 1997). La fiabilité des eaux usées donne aussi la possibilité d'avoir plusieurs cycles de culture et une flexibilité des cultures plantées (Raschid-Sally et coll., 2005). Des situations semblables ont été signalées pour Haroonabad, au Pakistan; Accra, au Ghana; et Dakar, au Sénégal (Gaye et Niang, 2002; van der Hoek et coll., 2002; Koottatop et coll., 2006). La productivité accrue et les gains relatifs aux revenus et à l'approvisionnement alimentaire permettent aux agriculteurs des revenus plus fiables et des avantages indirects, comme celui d'utiliser les revenus pour l'éducation et pour améliorer les conditions sanitaires.

Là où les légumes sont les principales denrées produites à l'aide des eaux usées, il peut y avoir un avantage global important pour la société en termes d'un régime alimentaire plus équilibré. À titre d'exemple, dans le cas d'Accra, plus de 200 000 personnes consomment chaque jour des légumes produits à l'aide des eaux usées (Amoah et coll., 2007). D'un autre côté, c'est aussi le groupe potentiellement à risque, puisque les effets susceptibles d'être nocifs pour la santé des agriculteurs et des consommateurs sont bien établis (OMS, 2006).

Comme partie intégrante des systèmes urbains de production alimentaire, le bétail en milieu urbain contribue à la sécurité alimentaire des villes en fournissant de la viande et des produits laitiers (Bonfoh et coll., 2003; Wolf et coll., 2003). Dans les pays semi-arides, l'élevage repose principalement sur le pâturage naturel, qui est souvent limité ou en baisse en raison des faibles précipitations. Dans les pays sahéliens (c'est-à-dire au Burkina Faso, au Mali et au Sénégal), la biodiversité

du fourrage a diminué au fil du temps et les espèces végétales ayant une valeur nutritive et une sapidité plus faibles deviennent prédominantes (Bonfoh et coll., 2003 et 2006; Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, FAO, 2006; Sanon et coll., 2007; Toutain et coll., 2006). Dans le même temps, cependant, la demande pour les produits laitiers dans les villes s'est accrue en raison de l'urbanisation et de changements de régime alimentaire. Par exemple, dans les pays asiatiques, la demande pour les produits laitiers augmente selon un facteur de 3,5 par année (Moran, 2005). La réutilisation des eaux usées ou des boues de vidange pour la production fourragère apparaît comme une avenue importante et à risques relativement faibles pouvant contribuer à améliorer la résilience face aux changements climatiques et à l'insécurité alimentaire, en particulier des petites et moyennes villes des pays en développement (Koné, sous presse).

Un autre avantage bien établi de la réutilisation des eaux usées et des boues est leur teneur en éléments nutritifs. Même lorsqu'elles sont traitées, les eaux usées recyclent les matières organiques et offrent une plus grande diversité d'éléments nutritifs que tout engrais commercial peut fournir. Les biosolides, les boues et les excréta en particulier fournissent de nombreux oligo-éléments tels le cobalt, le cuivre, le fer, le manganèse, le molybdène et le zinc, qui sont essentiels pour une croissance optimale des plantes. On estime que 1 000 mètres cubes d'eaux usées municipales utilisées pour irriguer un hectare peuvent apporter 16 à 62 kg d'azote total, 4 à 24 kg de phosphore, 2 à 69 kg de potassium, 18 à 208 kg de calcium, 9 à 110 kg de magnésium et 27 à 182 kg de sodium (Qadir et coll., 2007). Elles peuvent donc réduire la demande en engrais chimiques, spécialement lorsque les eaux usées ne sont pas diluées, et ainsi rendre les nutriments cultureux plus accessibles aux agriculteurs pauvres. À la lumière de la crise mondiale du phosphore, les excréta et les eaux usées peuvent constituer des sources essentielles de phosphore (Rosemarin, 2004). En revanche, des concentrations excessives d'azote dans les eaux usées peuvent mener à une surfertilisation et entraîner une croissance végétative excessive, une maturité retardée ou inégale des cultures et une qualité réduite (Jiménez, 2006; Qadir et coll., 2007). Des concentrations excessives de certains oligo-minéraux peuvent également provoquer des effets toxiques sur les plantes et parfois devenir un risque pour la santé des consommateurs.

Peu d'études ont quantifié les gains économiques relatifs aux éléments nutritifs des eaux usées dans des conditions réelles sur le terrain. À Guanajuato, au Mexique, les économies découlant de l'utilisation des eaux usées pour fournir l'azote et le phosphore nécessaires aux cultures sont estimées à 135 \$ US par hectare (Keraita et coll., 2008). Une étude comparant la production des légumes à l'aide d'eau douce et d'eaux usées non traitées à Haroonabad, au Pakistan, a révélé que les marges brutes ont été considérablement plus élevées pour les eaux usées (150 \$ US par hectare), parce que les agriculteurs ont dépensé moins pour les engrais chimiques et ont obtenu de meilleurs rendements (van der Hoek et coll., 2002).

Dans le cadre d'une analyse coût-avantage des systèmes de réutilisation des eaux grises construits dans des écoles résidentielles en Inde, les avantages internes et externes surpassaient considérablement les coûts (Godfrey et coll., 2009). Bien que les études menées pour quantifier les rendements économiques soient encore peu nombreuses et qu'elles ne présentent pas d'approche méthodologique uniforme, elles indiquent toujours des gains importants parmi les agriculteurs qui ont accès aux eaux usées. Les revenus annuels déclarés dans de telles études réalisées en Inde, au Ghana, au Sénégal, au Kenya et au Mexique variaient de 420 \$ US à 2 800 \$ US par hectare par année (Keraita et coll., 2008). Selon des études menées au Ghana, le facteur qui a le plus d'influence sur les profits des agriculteurs n'est pas tant le rendement obtenu, mais bien la capacité de produire des cultures pour lesquelles la demande est élevée et l'offre faible, au bon moment, le résultat étant qu'elles puissent être vendues régulièrement au-dessus de la moyenne des prix (Cornish et coll., 2001). La rentabilité de ce commerce s'exprime également dans les décisions des agriculteurs de payer plus pour des eaux usées (particulièrement si elles sont riches en éléments nutritifs) que pour l'eau normale. Dans la vallée du Mezquital, au Mexique, la disponibilité des eaux usées plutôt que de l'eau douce pour l'irrigation a entraîné une hausse de loyer des terres de 170 \$ US jusqu'à 350 à 950 \$ US par année (Jiménez, 2005). À Quetta, au Pakistan, les agriculteurs ont payé 2,5 fois plus pour des eaux usées que pour de l'eau douce (Ensink et coll., 2004).

Alors que les agriculteurs et leurs familles sont les bénéficiaires directs, il y a des bénéficiaires indirects le long de la chaîne d'approvisionnement, incluant les ouvriers agricoles, les transporteurs, les fournisseurs, les transformateurs, les fournisseurs d'intrants et les consommateurs (Buechler et coll., 2002). Avec son faible niveau d'investissement et ses rendements rapides, cette pratique est lucrative et permet à de nombreux agriculteurs de franchir le seuil de pauvreté (Danso et coll., 2002). Dans plusieurs pays de l'Afrique occidentale, elle est particulièrement attrayante pour les migrants pauvres qui cherchent du travail en ville (Faruqui et coll., 2004).

L'épandage des eaux usées, des boues et des excréta pour l'utilisation agricole constitue une méthode d'évacuation peu coûteuse et un système de traitement qui se sert du sol pour atténuer les contaminants. S'il est effectué dans des conditions contrôlées, il peut aussi être sécuritaire. L'utilisation des eaux usées peut également recharger les aquifères par le biais de l'infiltration ou réduire l'incidence sur les cours d'eau de surface, puisque les eaux usées sont « traitées » dans la zone vadose avant de les atteindre (Jiménez, 2006). Plusieurs constituants des eaux usées sont soumis à des processus qui les éliminent ou qui réduisent considérablement leur concentration. Il convient aussi de remarquer la baisse des coûts pour la société, eu égard à la réduction de l'utilisation des combustibles fossiles pour produire de l'engrais.

Encadré 1.2 MALADIES COURAMMENT ASSOCIÉES AUX EAUX USÉES ET AUX EXCRÉTAS

Les maladies les plus couramment associées aux eaux usées et aux excréta sont les maladies diarrhéiques. Parmi les exemples se trouvent plusieurs types d'helminthiases causées par l'infestation intestinale de vers parasites. Les helminthiases sont courantes là où existent la pauvreté et de mauvaises conditions sanitaires. Dans ces conditions, elles peuvent toucher jusqu'à 90 pour cent de la population (Bratton et Nesse, 1993). L'ascaridiose (produite par les vers ronds ou *Ascaris*) est la plus courante et elle est endémique en Afrique, en Amérique latine et en Extrême-Orient. On estime que 133 millions de personnes souffrent d'ascaridoses de grande intensité, qui ont souvent des conséquences graves, comme la déficience cognitive, une dysenterie ou une anémie sévère. Même si les helminthiases ont un faible taux de mortalité (pour les ascaridoses, près de 10 000 personnes par année), la plupart des personnes touchées sont des enfants de moins de 15 ans qui ont des problèmes de croissance ou de condition physique réduite. Environ 1,5 million de ces enfants n'atteignent jamais la croissance prévue, même s'ils sont traités (Silva et coll., 1997). Une autre helminthiase commune est la schistosomiase, qui touche environ 246 millions de personnes à l'échelle mondiale (Nations Unies, 2003). Elle cause des dizaines de milliers de décès chaque année, principalement en Afrique subsaharienne. Elle est fortement associée à l'évacuation insalubre des excréta et à l'absence de sources d'eau salubre.

Une autre maladie importante est le choléra, causé par la bactérie *Vibrio cholerae*. Cette bactérie provoque non seulement des épidémies, mais elle est aussi responsable de plusieurs pandémies. Le choléra est fortement associé à l'utilisation d'eaux polluées pour l'irrigation ou à l'évacuation inadéquate des boues et des excréta. D'importants risques surviennent lorsqu'il y a une grande concentration de personnes et une hygiène médiocre (comme dans les camps de réfugiés et les taudis urbains).

Les autres maladies diarrhéiques associées aux pratiques agricoles dangereuses sont la salmonellose, la typhoïde, la shigellose, les ulcères gastriques (causés par la bactérie *Helicobacter pylori*), la giardiase et l'amibiase (Blumenthal et Peasey, 2002). En outre, des maladies de la peau liées aux eaux usées non traitées ont été signalées. Des problèmes d'ongles (la koïlonychie), caractérisés par des ongles en forme de cuillère, ont également été signalés et ils sont associés à l'anémie provoquée par l'ankylostome, ce qui cause une carence en fer (van der Hoek et coll., 2002). Il faut toutefois garder à l'esprit que dans des pays en développement, qui présentent différentes possibilités d'exposition aux maladies, la contribution comparative des risques posés par l'irrigation avec les eaux usées et par les cultures contaminées n'a jamais été étudiée de manière approfondie. Des méthodologies d'évaluation quantitative des risques microbiens (EQRM) peuvent et devraient être utilisées efficacement pour ces motifs afin d'obtenir une perspective réaliste de la situation.

5.2. Désavantages

Parmi les désavantages de l'utilisation des eaux usées, des boues ou des excréta non traités ou partiellement traités, les plus évidents sont les risques sanitaires liés aux pathogènes. Ces risques ont fait l'objet de nombreuses discussions ailleurs (OMS, 2006) et ils sont aussi abordés dans plusieurs chapitres de ce livre.

Quelques références seront fournies ici afin de donner une idée de l'ampleur du problème. Premièrement, il convient de remarquer que les maladies sont liées à la nature du pathogène qui se trouve dans les eaux usées et qu'elles varient donc selon le modèle local de santé publique. Deuxièmement, les risques ne se limitent pas aux agriculteurs, mais peuvent être observés dans quatre groupes : les travailleurs agricoles et leur famille ; les manutentionnaires des cultures ; les consommateurs des cultures ou de la viande et du lait provenant de bovins en pâturage dans les champs pollués ; et ceux qui vivent sur ou à proximité des zones où des eaux usées, des boues ou des excréta sont utilisés. Dans ces groupes, les plus vulnérables de la population sont les enfants et les personnes âgées. Troisièmement, les réactions observées peuvent varier considérablement entre les pays en développement et les pays développés. Cela s'explique par le fait que la répartition et les concentrations des pathogènes, auxquels ces groupes sont exposés, sont très différentes, comme le sont aussi les conditions de vie et le niveau de résistance aux maladies entre les pays en développement et les pays développés (Jiménez, 2007 ; Jiménez et Wang, 2006). En outre, les statistiques sur la sécurité des aliments ne sont pas fiables parce que les normes des laboratoires sont très faibles dans la plupart des pays en développement.

Les pathogènes contaminent les cultures principalement par contact direct, bien que certains cas d'absorption par les plantes aient été enregistrés (Hamilton et coll., 2007). Outre les pathogènes, les eaux usées et les boues peuvent aussi contenir des niveaux élevés de métaux lourds et de composés toxiques organiques (Abaidoo et coll., 2009 ; Hamilton et coll., 2007). La contamination peut survenir, dans le cas des métaux et de certains produits chimiques organiques, par absorption par le sol, qui dépend fortement de l'emplacement (des sources potentielles de contamination), des conditions environnementales (notamment du sol), de la biodisponibilité (dans le cas de certains contaminants), du type de plantes et des pratiques agricoles (la quantité d'eau utilisée et la méthode d'irrigation) (Jiménez, 2006).

On connaît relativement bien les quantités admissibles de métaux lourds auxquelles les cultures et les sols peuvent être exposés lorsque des eaux usées, des boues ou des biosolides sont épandus (Page et Chang, 1994 ; CNUEH, 2008 ; OMS, 2006). De plus, à la fois pour les pays développés et les pays en développement, la teneur en métaux lourds des eaux usées, des excréta et des boues provenant de sources domestiques sont généralement suffisamment faibles pour permettre leur utilisation pour la fertilisation des cultures (Jiménez et Wang, 2006 ; CNUEH, 2008 ; OMS, 2006). Toutefois, il existe toujours des situations où il convient d'être prudent, par exemple près des tanneries ou des exploitations minières (Abaidoo et coll., 2009). En général, le risque posé par des composants organiques dérivés des eaux usées est beaucoup plus faible que celui posé par l'application directe de pesticides. En comparaison avec les risques sanitaires liés aux pathogènes, les niveaux de pesticides sur les légumes, même s'ils sont élevés, étaient considérés comme d'importance secondaire dans le contexte d'un pays en développement (Amoah et coll., 2006).

Comme il est décrit ci-dessus, l'utilisation des eaux usées, des biosolides et des excréta comporte des avantages, mais aussi des risques. Les experts recommandent fréquemment de simplement bannir cette pratique imprudente et de traiter « adéquatement » les eaux usées, les boues et les excréta. Ces recommandations, pratiquement impossibles à mettre en œuvre dans la plupart des pays en développement pour des raisons économiques et sociales, auraient aussi comme résultat la suppression des composants de ces « déchets » qui n'agissent pas comme polluants, mais qui sont au contraire bénéfiques. Par conséquent, dans la pratique, il doit y avoir un compromis entre les avantages et les inconvénients et il convient de chercher la meilleure solution pour chaque situation, même si elle est considérée comme non conventionnelle, en particulier du point de vue des pays développés. D'un point de vue technique, la solution consistera fondamentalement à trouver une manière d'approvisionner les sols et les cultures en eau, en éléments nutritifs et en matières organiques. Il faudrait tirer profit de la capacité d'assimilation des sols, de sorte que les pathogènes ou les métaux lourds ne soient pas nocifs, tout en mettant en place des mesures supplémentaires pour livrer des aliments sains aux consommateurs. Ces mesures et d'autres options de remplacement pour la réduction des risques sanitaires sont appuyées par les directives de l'OMS (2006) là où le traitement conventionnel des eaux usées échoue pour une raison quelconque (voir les chapitres 10 à 12 de ce livre).

■ 6. PERCEPTION OFFICIELLE ET CONSEILS STRATÉGIQUES

6.1. Eaux usées et excréta

Les politiques visant à contrôler la réutilisation non planifiée des eaux usées, où il s'agit d'une pratique courante, sont non seulement difficiles à mettre en œuvre, mais sont même difficiles à élaborer (Drechsel et coll., 2002) parce que les gouvernements font face au choix entre la protection de la santé publique et la question éthique à savoir s'il faut empêcher les agriculteurs de cultiver au moyen de la seule source d'eau qui leur est accessible (Jiménez et Garduño, 2001). L'OMS, pour apporter son aide à ce processus décisionnel, a ces dernières années songé à la fois aux limites auxquelles font face les pays en développement pour offrir un traitement suffisant des eaux usées afin de respecter les normes relatives à la qualité de l'eau, et à la dimension de plus en plus importante associée à l'utilisation des eaux usées, à savoir les moyens de subsistance. Cela se reflète dans les directives de 2006.

Si un gouvernement conclut que la pratique doit cesser, il devrait alors mettre en place un processus complexe de contrôle, avec peu d'exemples concluants dans la pratique. Dans presque tous les pays, il existe une législation qui date de quelques années ou décennies et qui porte directement ou indirectement sur l'utilisation d'eau polluée ou d'eaux usées pour l'irrigation, qui est toujours interdite. De nombreux pays ont des directives concernant la qualité de

l'eau pour l'irrigation, mais elles ne tiennent pas toujours compte des normes microbiologiques, et là où l'utilisation des eaux usées est permise, la législation exige que certaines conditions de qualité soient respectées. De telles conditions suivent habituellement les directives antérieures de l'OMS (1989), qui recommandait des seuils de qualité de l'eau (cette approche a depuis été révisée : consulter le prochain chapitre à ce sujet). Ces règlements ne sont pas respectés dans la pratique pour les nombreuses raisons énumérées plus haut. Un autre facteur est que l'irrigation avec des eaux usées a généralement lieu à l'extérieur du secteur d'irrigation officiellement reconnu. En conséquence, la plupart des gouvernements ignorent la situation ou n'ont pas d'autre choix que d'adopter une attitude de laissez-faire (Drechsel et coll., 2006).

Des efforts conjoints de l'OMS, de la FAO et du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) déployés afin de réagir à cette situation mondiale, et de favoriser la récupération des ressources, ont abouti à un cadre réglementaire applicable et réalisable dans le monde entier pour soutenir la réutilisation des eaux usées, des eaux grises et des excréta en agriculture et en aquaculture (Jiménez et Asano, 2008 ; OMS, 2006). Ces nouvelles directives s'appuient sur les précédentes mais, dans leur version de 2006, elles tiennent davantage compte des conditions sanitaires difficiles qui prévalent dans la plupart des pays en développement et suggèrent une approche à barrières multiples pour la réalisation à long terme d'un objectif universel axé sur la santé. L'OMS suggère en outre l'adaptation locale des directives, avec des réalisations progressives pour atteindre cet objectif. Cette flexibilité signifie que les autorités ont besoin de soutien pour comprendre et mettre en place la nouvelle approche. Les directives antérieures de l'OMS (1989) sont souvent considérées comme étant plus simples, notamment pour les pays qui possèdent déjà des installations complètes de collecte et de traitement des eaux usées.

La partialité qui découle envers les pays qui se situent au bas de l'échelle de l'assainissement a occasionné un malaise parmi les pays qui se trouvent en haut de l'échelle et qui n'ont pas vraiment de difficulté à mettre en pratique et à surveiller les seuils associés aux cultures ou à la qualité de l'eau. Par exemple, ces pays préfèrent utiliser des normes semblables à celles du Titre 22 de la Californie (State of California, 2001). De telles normes fixées sont à n'en pas douter très utiles là où on peut réellement les respecter grâce au traitement, et où l'utilisation des eaux usées constitue une activité planifiée et contrôlée. Cependant, il est difficile de les appliquer là où le traitement est rudimentaire ou insuffisant, et lorsque des milliers d'agriculteurs utilisent déjà des sources d'eau polluées parce qu'ils n'ont pas d'autre solution. Ici, différentes stratégies de réduction des risques sanitaires sont nécessaires. Des règlements semblables fondés sur les besoins et les capacités à l'échelle locale ont été élaborés avant la publication en 2006 des directives de l'OMS, par exemple en Australie (AATSE, 2004) et au Mexique en 1996 (Jiménez, 2005). L'avantage des directives de l'OMS est que tous les pays en développement qui avaient ignoré les directives

antérieures, parce que les seuils de qualité de l'eau y étaient trop élevés, sont dorénavant mis au défi de contrôler les risques sanitaires le plus possible, plutôt que de continuer à ignorer le problème. Il en va de même pour la gestion des excréta, que les directives de l'OMS (2006) abordent également.

6.2. Boues traitées et non traitées

La gestion des boues est surtout un enjeu pour les pays développés où les installations de traitement des eaux usées permettent la génération, la séparation, le stockage, le transport et la réutilisation des boues. L'UE et les États-Unis ont une expérience considérable dans l'élaboration de politiques et de règlements pour promouvoir l'utilisation avantageuse des boues et des biosolides municipaux dans les sols. Ces régions ont analysé de façon globale les risques et les avantages des différentes options concernant l'utilisation et l'évacuation. Plusieurs autres pays ont tiré profit de cette base de connaissances et d'expériences, tout en intégrant les conditions et les besoins locaux dans leurs politiques, leurs lois et leurs règlements.

En général, les États-Unis ont adopté le concept d'évaluation des risques dans leurs règlements environnementaux contenus dans leur réglementation 40 CFR Partie 503 sur les boues datant du début des années 1990. L'approche profite pleinement de la capacité des sols à assimiler, atténuer et détoxifier les polluants. Les directives d'épandage fondées sur cette approche établissent la charge maximale admissible de polluants et donnent aux utilisateurs la flexibilité d'établir des pratiques de gestion convenables pour l'utilisation des boues d'épuration (Chang et coll., 2002). Par contre, l'UE a adopté une approche préventive, ou une approche « aucune dégradation nette » (CNUEH, 2008). Cette approche empêche toute accumulation de polluants dans les sols recevant les biosolides. En conséquence, l'UE devance les États-Unis en matière de recherche et d'élimination des produits chimiques préoccupants dans les produits d'hygiène personnelle et les produits commerciaux, occasionnant des programmes de contrôle plus dispendieux. Les deux approches portent sur la réduction des pathogènes, le potentiel d'accumulation des polluants persistants dans les sols (les métaux lourds et les produits chimiques persistants), et sur l'application de bonnes quantités d'éléments nutritifs. Une des différences importantes est que la directive de l'UE possède des limites rigoureuses supérieures pour les polluants et qu'elle restreint de manière générale les taux d'application de biosolides à des quantités inférieures à celles permises aux États-Unis. Le coût de mise en œuvre de la directive est aussi plus élevé, puisque les installations de traitement des eaux usées doivent utiliser des technologies de traitement des eaux usées de pointe en vue de minimiser les niveaux de polluants dans les eaux usées et les boues d'épuration récupérées.

Les structures de réglementation dans d'autres pays qui ne jouissent pas du même degré de ressources disponibles pour la gestion des boues d'épuration sont moins préventives. Le défi consiste à trouver l'équilibre entre la nécessité d'avoir

des règlements et une exécution forte de ce qui est pratique et réalisable. Snyman (2008), par exemple, a souligné qu'en Afrique du Sud une série initiale de règlements pour la gestion des biosolides qui rejoignaient certains des règlements les plus stricts d'Europe avait rendu la gestion des boues d'épuration pratiquement impossible. Des règlements plus récents et appropriés contribuent maintenant à ce que les programmes de gestion des boues d'épuration du pays se dirigent vers des niveaux plus élevés de recyclage et une plus grande durabilité.

Les exemples de politiques de gestion des boues mises en œuvre dans des pays en développement sont toujours rares, puisque l'existence d'installations de traitement des eaux usées qui fonctionnent bien est toujours un phénomène en évolution. Il convient de souligner un exemple important qui a lieu à Paraná, au Brésil, où se trouvent des programmes pratiques, de grande envergure et couronnés de succès (Andreoli et coll., 2008). En Tunisie, des normes ont été établies pour des concentrations maximales admissibles de composants chimiques et biologiques dans les sols et les boues d'épuration. Les limites de concentration des polluants pour l'épandage des boues d'épuration se sont inspirées de règlements existants, alors que les pratiques de gestion particulières pour l'épandage et l'évacuation des boues d'épuration ont été incluses dans les normes nationales.

■ 7. PERSPECTIVES ET CONCLUSIONS

Avec une population mondiale croissante et l'amélioration du niveau de vie, l'utilisation domestique de l'eau augmentera, de même que la production des eaux usées, des excréta et des biosolides. Dans le même ordre d'idées, la portion de la population urbaine utilisant des systèmes d'assainissement autonome (actuellement 40 pour cent, ou 1,1 milliard des citoyens du monde) augmentera avec les efforts visant à améliorer la couverture de l'assainissement. Une énorme quantité de boues de vidange devront donc être traitées dans l'avenir (Koné et coll., 2007b).

Simultanément, il existe de nombreuses régions confrontées à d'importantes pénuries d'eau douce qui réagissent de plus en plus en utilisant les eaux usées, de manière planifiée ou non. La pénurie d'eau continuera donc à être un catalyseur clé du recyclage des eaux usées, avec un assainissement inapproprié et une pollution à grande échelle de l'eau. La réutilisation sera soutenue par des perspectives économiques et environnementales pour remplacer certaines utilisations qui ne nécessitent pas une eau potable et contribueront à la récupération d'éléments nutritifs (Mekala et coll., 2007). Alors que la réutilisation planifiée (des eaux usées traitées) sera la norme dans les pays qui peuvent se permettre le traitement, la grande majorité des pays à faible revenu risquent toutefois de continuer à utiliser des eaux usées non traitées ou partiellement traitées, aussi longtemps que l'assainissement et l'évacuation ne suivront pas le rythme de croissance de la population dans les villes.

Dans le cas des eaux usées, il existe trois scénarios possibles dont les futures politiques doivent traiter :

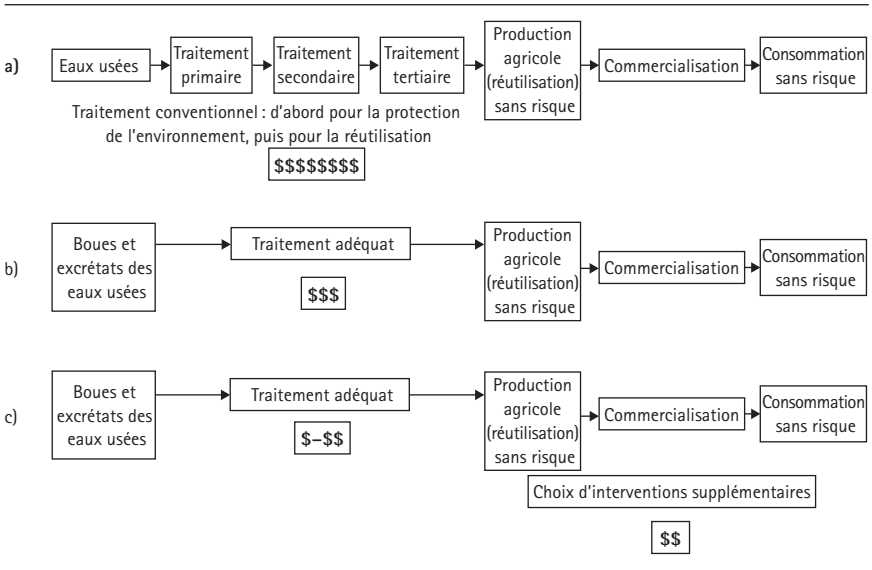
- Continuer à promouvoir la réutilisation des eaux usées de manière traditionnelle (figure 1.2a), en utilisant des méthodes de traitement conventionnelles élaborées tout d'abord pour protéger l'environnement, puis pour réutiliser l'eau. En conséquence, les normes sont très rigoureuses et les méthodes de traitement reposent sur l'ajout d'étapes aux systèmes de traitement conventionnels pour améliorer davantage la qualité. Cela entraînera des coûts plus élevés, des systèmes plus fragiles présentant probablement une viabilité plus faible dans les pays en développement, ainsi que l'élimination des éléments nutritifs de l'eau, ce qui ne favorise pas la réutilisation agricole (Jiménez et Garduño, 2001).
- Chercher des solutions de traitement appropriées (figure 1.2b) qui ciblent bien la protection de la santé et qui améliorent la valorisation de l'eau et des éléments nutritifs (Jiménez et Garduño, 2001 ; Koné, sous presse). Par exemple, associer le traitement des eaux usées ou des boues de vidange à la production de fourrage peut générer des revenus supplémentaires pour l'exploitation et l'entretien, tout en soutenant les systèmes de production laitière locaux. Dans cette option, comme le traitement des eaux usées a été conçu dès le départ pour la réutilisation des eaux usées, cela peut se faire à un coût moindre que pour la première option, tout en se distinguant de la troisième option, où les risques sanitaires devraient être contrôlés uniquement avec le traitement, sans tenir compte d'aucune autre intervention.
- Appliquer une approche intégrée (figure 1.2c) associant un processus de traitement local adéquat qui, en combinaison avec des interventions (« sans traitement ») à différents points d'entrée le long de la chaîne de production et de consommation, permettra d'atteindre l'objectif sanitaire visé.

Les deux dernières options sont semblables, se distinguant uniquement par le type de méthodes d'intervention supplémentaires préconisées, et peuvent aussi s'appliquer aux boues et aux excréta. La troisième option est conforme aux directives actuelles de l'OMS (2006).

Quant à la gestion des excréta, il convient d'utiliser une approche plus sensible qui respecte les perceptions culturelles. L'objectif à long terme est de passer de l'ignorance des gens sur ce qui survient aux eaux usées et aux excréta après leur évacuation, à leur éducation sur ce qui est fait – et sur ce qui pourrait être fait – avec leurs rejets comme ressource précieuse (CNUEH, 2008).

Les crises mondiales de l'engrais et de l'énergie nécessitent l'élaboration de solutions de remplacement pour produire des éléments nutritifs abordables pouvant soutenir la production agricole alimentaire. Un nouveau paradigme dans le traitement des déchets est nécessaire. La croissance de la population, l'urbanisation et une meilleure qualité de vie sont accompagnées d'une hausse de la demande en aliments et en eau, se traduisant par la génération de grandes

Figure 1.2 OPTIONS POUR RÉUTILISER LES EAUX USÉES À DES FINS AGRICOLES



Source : Les auteurs.

concentrations de déchets provenant des centres urbains. En outre, il y a les impacts attendus des changements climatiques qui réduiront l'accessibilité à l'eau, ainsi qu'une conscience grandissante des besoins environnementaux en eau.

Dans ces conditions, la récupération des ressources des biosolides, de l'eau et des éléments nutritifs devient essentielle. Les options les plus appropriées pour la réutilisation des eaux et des excréments concernent le secteur agricole, qui compte en moyenne pour environ 80 pour cent de la consommation totale d'eau dans les pays en développement ; de plus, l'agriculture accepte une qualité de l'eau inférieure par rapport aux autres utilisations (Jiménez et Garduño, 2001). En fait, la récupération des eaux et des éléments nutritifs a déjà lieu à grande échelle, mais la pratique actuelle n'est pas sans risque. Pour avancer, il est essentiel d'avoir une stratégie qui satisfait aux besoins des utilisateurs, tout en respectant les exigences publiques en matière de santé et d'environnement. Cette stratégie devrait être élaborée localement et s'appuyer sur les options et les besoins locaux, tout en contribuant au financement des installations de traitement. Un concept connexe (la conception pour les services) est décrit au chapitre 15.

Dans les cas des boues, des biosolides et des excréments, il est prévu que la baisse de disponibilité, plus particulièrement des réserves de phosphore, recentrera de plus en plus l'attention sur l'assainissement écologique dans le sens large du terme et sur la nécessité de récupérer les éléments nutritifs.

Il existe manifestement une possibilité pour les urbanistes et les décideurs de réinventer le rôle des infrastructures de traitement des excréta et des eaux usées en les associant à des programmes d'aménagement urbain et de sécurité alimentaire. Il est très préoccupant de constater que le taux actuel de croissance économique et l'incidence probable des changements climatiques dépassent déjà la capacité limite des écosystèmes de la Terre à produire les ressources nécessaires et à absorber la pollution causée par les activités humaines. Les répercussions du doublement prévu de la population humaine d'ici le milieu du prochain siècle, dont la plupart auront lieu dans les pays en développement, exigent qu'on définisse une stratégie claire en matière de durabilité écologique pour la gestion des ressources renouvelables.

Associer les infrastructures urbaines de gestion et de traitement des boues de vidange et des eaux usées au programme de production et de sécurité alimentaires peut attirer des ressources financières pour la construction d'infrastructures et pour assurer les coûts liés à l'exploitation et à l'entretien, alors que les urbanistes et les services publics peuvent constater les avantages économiques directs. Il s'agit aussi d'une occasion de boucler le cycle des éléments nutritifs et de l'eau par le biais d'une gestion des eaux usées et des excréta urbains.

■ RÉFÉRENCES

- Abaidoo, R. et coll. (2009). « Soil and crop contamination through wastewater irrigation and options for risk reduction in developing countries », dans P. Dion (dir.), *Soil Biology and Agriculture in the Tropics*, Heidelberg, Springer Verlag, p. 498-535.
- Amoah, P. et coll. (2006). « Pesticide and pathogen contamination of vegetables in Ghana's urban markets », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 50, n° 1, p. 1-6.
- Amoah, P. et coll. (2007). « Irrigated urban vegetable production in Ghana: Microbiological contamination in farms and markets and associated consumer risk groups », *Journal of Water and Health*, vol. 5, n° 3, p. 455-466.
- Andreoli, C. et coll. (2008). « A Brazilian approach in United Nations human settlements program », dans R. Leblanc et coll. (dir.), *Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses of a Global Resource*, Nairobi, ONU-Habitat, p. 131-146.
- Asano, T. et coll. (2007). *Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications*, New York, McGraw-Hill Professional, 1570 p.
- Asare, I., G. Kranjac-Berisavljevic et O. Cofie (2003). « Faecal sludge application for agriculture in Tamale », *Urban Agriculture Magazine*, vol. 10, p. 31-33.
- Australian Academy of Technological Sciences and Engineering – AATSE (2009). *Water Recycling in Australia*, Victoria, AATSE.
- Blumenthal, U. J. et A. Peasey (2002). *Critical Review of Epidemiological Evidence of the Health Effects of Wastewater and Excreta Use in Agriculture*, Genève, document non publié préparé pour l'Organisation mondiale de la santé, <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/whocriticalrev.pdf>.
- Bonfoh, B. et coll. (2003). « Viabilité technico-économique du système extensif de production et de collecte de lait à Bamako », *Revue Études et Recherches sahéliennes*, vol. 8-9, p. 173-184.

- Bonfoh, B. et coll. (2006). « Operational plan for small scale milk producers in peri-urban of Bamako (Mali) », *Journal of Sahelian Studies and Research*, vol. 12, p. 7-25.
- Bratton, R. et R. Nesse (1993). « Ascariasis: An infection to watch for in immigrants », *Postgraduate Medicine*, vol. 93, p. 171-178.
- Buechler, S., G. Devi et L. Raschid-Sally (2002). « Livelihoods and wastewater irrigated agriculture along the Musi River in Hyderabad City, Andhra Pradesh, India », *Urban Agriculture Magazine*, vol. 8, p. 14-17.
- Centre des Nations Unies pour les établissements humains – CNUEH (2008). Dans R. Leblanc et coll. (dir.), *Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses of a Global Resource*, Nairobi, ONU-Habitat, 632 p.
- Chang, A. C. et coll. (2002). *Developing Human Health-Related Chemical Guidelines for Reclaimed Wastewater and Sewage Sludge Applications in Agriculture*, Genève, rapport présenté à l'Organisation mondiale de la santé.
- Cofie, O., G. Kranjac-Berisavljevic et P. Drechsel (2005). « The use of human waste for peri-agriculture in northern Ghana », *Renewable Agriculture and Food Systems*, vol. 20, n° 2, p. 73-80.
- Cofie, O. et coll. (2003). *Cocomposting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste for Urban and Peri-Urban Agriculture in Kumasi, Ghana*, rapport de projet final présenté à PSEau, Accra, IWMI, 123 p.
- Cornish, G. et P. Lawrence (2001). *Informal Irrigation in Peri-Urban Areas: A Summary of Findings and Recommendations*, rapport OD/TN 144, nov. 2001, Wallingford, HR Wallingford Ltd.
- Danso, G. et coll. (2002). « Income of farming systems around Kumasi », *Urban Agriculture Magazine*, vol. 7, p. 5-6.
- Drechsel, P. et coll. (2004). *Closing the Rural-Urban Nutrient Cycle. Options for Municipal Waste Composting in Ghana*, rapport scientifique final présenté au CRDI (projet 100376), Accra, IWMI.
- Drechsel, P. et coll. (2006). « Informal irrigation in urban West Africa: An overview », *Research Report 102*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau.
- Drechsel, P., U. J. Blumenthal et B. Keraita (2002). « Balancing health and livelihoods: Adjusting wastewater irrigation guidelines for resource-poor countries », *Urban Agriculture Magazine*, vol. 8, p. 7-9.
- Ensink, J. (2006). *Water Quality and the Risk of Hookworm Infection in Pakistani and Indian Sewage Farmers*, thèse de doctorat, École d'hygiène publique et de médecine tropicale de Londres, Londres, Université de Londres.
- Ensink, J. et coll. (2004). « A nation-wide assessment of wastewater use in Pakistan: An obscure activity or a vitally important one ? », *Water Policy*, vol. 6, p. 197-206.
- FAO (2006). *Country Pasture/Forage Resource Profiles – Burkina Faso*, Rome, FAO, <<http://www.fao.org>>.
- Faruqui, N., S. Niang et M. Redwood (2004). « Untreated wastewater reuse in market gardens: A case study of Dakar, Senegal », dans C. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing, p. 113-125.
- Gaye, M. et S. Niang (2002). *Épuration des eaux usées et l'agriculture urbaine, Études et recherches*, Dakar, ENDA-TM.
- Godfrey, S., P. Labhasetwar et S. Wate (2009). « Greywater reuse in residential schools in Madhya Pradesh India – A case study of cost benefit analysis », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 53, p. 287-293.

- Godfrey, S. et coll. (2007). « Water safety plans for grey water in tribal schools », *Water Lines*, vol. 5, n° 3, p. 8-10.
- Hamilton, A. J. et coll. (2007). « Wastewater irrigation: The state of play », *Vadose Zone Journal*, vol. 6, n° 4, p. 823- 840.
- Hoek, W. van Der (2004). « A framework for a global assessment of the extent of wastewater irrigation: The need for a common wastewater typology », dans C. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing, p. 11-24.
- Hoek, W. van Der et coll. (2002). « Urban wastewater: A valuable resource for agriculture », *International Water Management Institute Research Report*, vol. 63.
- Hunshal, C.S., S.R. Salakinkop et R.M. Brook, (1997). « Sewage irrigated vegetable production systems around Hubli-Dharwad, Karnataka, India », *Kasetsart Journal (Natural Sciences)*, vol. 32, n° 5, p. 1-8.
- IWMI (2008). *Household Survey on the Role of Backyard Gardens for Food Security and Food Supply in Kumasi and Accra, Ghana*, rapport, Accra, Institut international de gestion de l'eau, Bureau de l'Afrique.
- Jensen, P. K. et coll. (2005). « Successful sanitation promotion must recognize the use of latrine wastes in agriculture – the example of Vietnam », *OMS Bulletin*, vol. 83, p. 273-274.
- Jiménez, B. (2005). « Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse », *Irrigation and Drainage*, vol. 54, n° 1, p. 22-33.
- Jiménez, B. (2006). « Irrigation in developing countries using wastewater », *International Review for Environmental Strategies*, vol. 6, n° 2, p. 229-250.
- Jiménez, B. (2007). « Helminth ova control in sludge: A review », *Water Science and Technology*, vol. 56, n° 9, p. 147-155.
- Jiménez, B. et T. Asano (2008). « Water reclamation and reuse around the world », dans B. Jiménez et coll. (dir.), *Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs*, Londres, IWA Publishing, 648 p.
- Jiménez, B. et G. Garduño (2001). « Social, political and scientific dilemmas for massive wastewater reuse in the world », dans C. Davis et coll. (dir.), *Navigating Rough Waters: Ethical Issues in the Water Industry*, Denver, American Water Works Association.
- Jiménez, B. et L. Wang (2006). « Sludge treatment and management », dans Z. Ujang et coll. (dir.), *Developing Countries: Principles and Engineering*, Londres, IWA Publishing, p. 237-292.
- Jiménez, B. et coll. (2004). « Sustainable management of sludge in developing countries », *Water Science and Technology*, vol. 49, n° 10, p. 251-258.
- Juanico, M. et M. Salgot (2008). « Northern Mediterranean world », dans B. Jiménez et coll. (dir.), *Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs*, Londres, IWA Publishing, 648 p.
- Keraita, B., B. Jiménez et P. Drechsel (2008). « Extent and implications of agricultural reuse of untreated, partly treated and diluted wastewater in developing countries », *Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, vol. 3, n° 58, p. 15.
- Koné, D. (2010). « Making urban excreta and wastewater management contribute to cities' economic development. A paradigm shift », *Water Policy*, vol. 12, n° 4, p. 602-610.
- Koné, D. et coll. (2007a). « Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and cocomposting in tropical climates », *Water Research*, vol. 41, n° 19, p. 4397-4402.
- Koné, D., M. Strauss et D. Saywell (2007b). *Towards an improved Faecal Sludge Management (FSM), délibérations des premiers symposium et atelier internationaux sur la politique en matière de gestion des boues de vidange (GBV), rapport final, Dakar, 9 au 12 mai 2006*, Dübendorf, Die Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung.

- Koottatep, T., C. Polprasert et S. Hadsai (2006). « Integrated faecal sludge treatment and recycling through constructed wetlands and sunflower plant irrigation », *Water Science and Technology*, vol. 54, p. 155-164.
- Lai, T. (2002). *Perspectives of Peri-Urban Vegetable Production in Hanoi*, document d'information préparé pour la séance consacrée aux plans d'action de la Strategic Initiative for Urban and Peri-Urban Agriculture (SIUPA) du GCRAI, Hanoi, 6 au 9 juin, convoqué par le International Potato Center (CIP), Lima.
- Mekala, G. D., B. A. Davidson et A. Boland (2007). « Multiple uses of wastewater: A methodology for cost-effective recycling », dans S. J. Khan et coll. (dir.), *Water Reuse and Recycling*, Sydney, University of New South Wales (UNSW) Publishing and Printing Services, p. 335-343.
- Moran, J. (2005). *Tropical Dairy Farming: Feeding Management for Small Holder Dairy Farmers in the Humid Tropics*, Collingwood, Land Links.
- Morel, A. et S. Diener (2006). *Greywater Management in Low and Middle-Income Countries. Review of Different Treatment Systems for Households or Neighbourhoods*, Dübendorf, Institut de recherche de l'eau du Domaine des EPF (EAWAG).
- OMS (1989). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS-CRDI (2006). *Report of the First Consultative Workshop on the OMS/CRDI Project. Non-Treatment Options for Safe Wastewater Use in Poor Urban Communities*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Organisation des Nations Unies (2003). *Rapport mondial sur la mise en valeur de l'eau dans le monde: L'eau pour les hommes, l'eau pour la vie*, Paris, New York et Oxford, UNESCO et Berghahn Books.
- Page, A. L. et A. C. Chang (1994). « Trace elements of environmental concern in terrestrial ecosystems: An overview », dans *Transactions of the 15th World Congress of Soil Science*, vol. 3a, p. 568-585. Commission II: Symposia, Acapulco, 10 au 16 juillet 1994.
- Phuc, P. D. et coll. (2006). « Use of human excreta as fertilizer in agriculture in Nghe An province, Viet Nam », *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*, vol. 37, p. 222-229.
- Post, J. (2006). « Wastewater treatment and reuse in eastern Mediterranean region », *Water 2*, p. 36-41.
- Qadir, M. et coll. (2007). « Agricultural use of marginal-quality water – opportunities and challenges », dans D. Molden (dir.), *Water for Food, Water for Life. A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*, Londres, Earthscan, et Colombo, Institut international de gestion de l'eau, p. 425-457.
- Raschid-Sally, L., R. Carr et S. Buechler (2005). « Managing wastewater agriculture to improve livelihoods and environmental quality in poor countries », *Irrigation and Drainage*, vol. 54, n° 1, p. 11-22.
- Raschid-Sally, L. et P. Jayakody (2008). *Drivers and Characteristics of Wastewater Agriculture in Developing Countries: Results From a Global Assessment*, Colombo, Sri Lanka, IWMI Research Report 127, Colombo, Institut international de gestion de l'eau.
- Rosemarin, A. (2004). « The precarious geopolitics of phosphorous », *Down to Earth*, 30 juin, p. 27-34.
- Sanon, H. O., C. Kaboré-Zoungrana et I. Ledin (2007). « Behaviour of goats, sheep and cattle and their selection of browse species on natural pasture in a Sahelian area », *Small Ruminant Research*, vol. 67, n° 1, p. 64-74.

- Scott, C. A., N. I. Faruqui et L. Raschid-Sally (dir.) (2004). *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing.
- Silva, N., M. Chan et A. Bundy (1997). « Morbidity and mortality due to ascariasis: Re-estimation and sensitivity analysis of global numbers at risk », *Tropical Medicine and International Health*, vol. 2, n° 6, p. 19-28.
- Snyman, H. (2008) « South Africa », dans R. Leblanc et coll. (dir.), *Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses of a Global Resource*, Nairobi, ONU-Habitat, p. 514-525.
- Soulié, M. et L. Tréméa (1991). « Technologie pour le traitement et la réutilisation des eaux usées dans le bassin méditerranéen », dans *Proceedings of the 3rd Meeting of the Regional Agency for Environment, Provence-Alpes-Côte d'Azur*, p. 171-255.
- State of California (2001). « Wastewater recycling criteria », un extrait du *California Code of Regulations*, Title 22, Division 4, Environmental Health, Sacramento, Department of Health Services, édition de juin 2001.
- Strauss, M., S. A. Larmie et U. Heinss (1997). « Treatment of sludges from on-site sanitation – Low-cost options », *Water Science and Technology*, vol. 6, n° 35, p. 129-136.
- Toutain, B. et coll. (2006). « Leçons de quelques essais de régénération des parcours en région sahélienne », *Sécheresse*, vol. 17, n° 1-2, p. 72-75.
- Trang, D. et coll. (2007a). « Epidemiology and aetiology of diarrhoeal diseases in adults engaged in wastewater-fed agriculture and aquaculture in Hanoi, Vietnam », *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, n° 2, p. 23-33.
- Trang, D. et coll. (2007b). « Helminth infections among people using wastewater and human excreta in peri-urban agriculture and aquaculture in Hanoi, Vietnam », *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, n° 2, p. 82-90.
- Wolf, J. et coll. (2003). « Urban and peri-urban agricultural production in Beijing municipality and its impact on water quality », *Environment and Urbanization*, vol. 15, n° 2, p. 141-156.
- World Resources Institute (2000). *World Resources 2000-2001, People and Ecosystems: The Fraying Web of Life*, Washington, WRI, <http://maps.grida.no/go/graphic/freshwater_withdrawal_in_agriculture_industry_and_domestic_use/>.
- Yang, H. et K. Abbaspour (2007). « Analysis of wastewater reuse potential in Beijing », *Desalination*, vol. 212, p. 238-250.

Page Laissée Vide Intentionnellement

Évaluer et atténuer les risques sanitaires associés aux eaux usées dans les pays à faible revenu

Une introduction

Robert Bos, Richard Carr et Bernard Keraita¹

■ RÉSUMÉ

Dans les milieux urbains et les régions avoisinantes, la pollution des cours d'eau naturels est à la hausse. Par conséquent, l'irrigation avec des eaux usées est une réalité de plus en plus courante près de la plupart des villes des pays en développement. Pour des raisons de capacité technique ou économique, le traitement efficace ne sera probablement pas accessible avant des années; il faut donc que les directives internationales pour protéger les agriculteurs et les consommateurs soient pratiques et qu'elles offrent des options réalisables de gestion des risques. Ce chapitre sert d'introduction aux dangers microbiologiques. La meilleure façon de les aborder est d'utiliser une approche d'évaluation et de gestion des risques étape par étape, en commençant par le traitement des eaux usées si possible, avec l'appui de différentes barrières pour les pathogènes de la ferme à l'assiette. Une modification majeure aux plus récentes directives de l'OMS relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux grises en agriculture et en aquaculture (OMS, 2006) est le centre d'intérêt d'une approche holistique pour atteindre des cibles axées sur la santé, plutôt que de fixer des seuils de

1. Les opinions exprimées dans ce chapitre sont celles des auteurs uniquement et elles ne reflètent pas nécessairement les politiques et positions de l'Organisation mondiale de la santé.

qualité de l'eau pour l'irrigation qui s'avèrent souvent inaccessibles. Il ne faut pas voir les objectifs d'ordre sanitaire comme des valeurs absolues, mais plus exactement comme des objectifs à atteindre à court, moyen et long terme, selon les capacités techniques du pays et ses conditions institutionnelles et économiques. Les normes locales et la mise en œuvre en soi devraient s'effectuer progressivement alors que le pays s'améliore dans le domaine sanitaire. Bien que des évaluations des risques sanitaires soient recommandées pour identifier les points d'entrée de réduction des risques et les objectifs d'ordre sanitaire, les directives offrent également des options simplifiées dans les situations où les capacités et les données de recherche sont restreintes.

■ INTRODUCTION

L'utilisation agricole d'eaux usées traitées, partiellement traitées ou non traitées², ou encore d'eau de surface contaminée par des eaux usées, est courante. Dans le monde, on estime que 20 millions d'hectares sont irrigués avec des eaux usées, et parmi celles-ci, la majorité est non traitée (Jiménez et Asano, 2008; Scott et coll., 2004). Ce déséquilibre en faveur des eaux usées non traitées continuera de s'accroître tant et aussi longtemps que la pollution des cours d'eau par les effluents provenant des populations urbaines en pleine croissance ne sera pas compensée par des installations de traitement. La rareté grandissante à l'échelle planétaire d'eau de bonne qualité transformera l'irrigation avec des eaux usées d'un phénomène indésirable à une nécessité là où on ne pourra répondre à la demande en eau pour le domaine agricole. Cela ne touche pas uniquement les régions plus sèches, mais partout où les agriculteurs cherchent des terres et de l'eau pour répondre à la demande du marché, comme les régions urbaines et périurbaines de la plupart des pays en développement, où les sources d'eau propre suffisent à peine aux besoins domestiques.

L'utilisation des eaux usées, ou d'eau polluée en général, pose des risques pour la santé humaine puisqu'elles peuvent contenir des pathogènes associés aux excréta (des virus, des bactéries, des parasites protozoaires et multicellulaires), des irritants cutanés et des produits chimiques toxiques comme des métaux lourds, des pesticides et des résidus de pesticides. Lorsque les eaux usées sont utilisées en agriculture, les pathogènes et certains produits chimiques constituent les principaux dangers pour la santé humaine par le biais de différents chemins (voir le tableau 2.1). Ces chemins d'exposition sont principalement des contacts avec les eaux usées (les agriculteurs, les travailleurs agricoles et les collectivités avoisinantes) et la consommation de produits cultivés à l'aide d'eaux usées (les consommateurs). En outre, la contamination peut découler d'une mauvaise manutention post récolte qui peut aussi entraîner la contamination croisée des produits agricoles.

2. Le terme « eaux usées » tel qu'utilisé dans ce livre concerne les eaux usées de différentes qualités, brutes à diluées, générées par diverses activités urbaines (voir le chapitre 1).

Tableau 2.1 EXEMPLES DES DIFFÉRENTS TYPES DE DANGERS ASSOCIÉS À L'UTILISATION DES EAUX USÉES EN AGRICULTURE DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT

Danger	Chemin d'exposition	Importance relative
Pathogènes associés aux excréta		
Bactéries (par exemple <i>E. coli</i> , <i>Vibrio cholerae</i> , <i>Salmonella</i> spp., <i>Shigella</i> spp.)	Contact ; consommation	Faible-élevée
Helminthes (vers parasites)		
▪ Transmis par le sol (<i>Ascaris</i> , ankylostomes, <i>Taenia</i> spp.)	Contact ; consommation	Faible-élevée
▪ <i>Schistosoma</i> spp.	Contact	Nulle-élevée
Protozoaires (<i>Giardia intestinalis</i> , <i>Cryptosporidium</i> , <i>Entamoeba</i> spp.)	Contact ; consommation	Faible-moyenne
Virus (par exemple le virus de l'hépatite A, de l'hépatite E, adénovirus, rotavirus, norovirus)	Contact ; consommation	Faible-élevée
Irritants et infections cutanées	Contact	Moyenne-élevée
Pathogènes à transmission vectorielle (<i>Filaria</i> spp., virus de l'encéphalite japonaise, <i>Plasmodium</i> spp.)	Contact avec le vecteur	Nulle-moyenne
Produits chimiques		
Métaux lourds (par exemple l'arsenic, le cadmium, le plomb et le mercure)	Consommation	Généralement faible
Hydrocarbures halogénés (dioxines, furanes, BPC)	Consommation	Faible
Pesticides (aldrine, DDT)	Contact ; consommation	Faible

Source : Tableau adapté des données de l'OMS (2006).

Ce chapitre et la plupart des autres sections de ce livre visent les dangers microbiologiques, alors que les dangers chimiques sont abordés au chapitre 6 et au chapitre 11.

1. CHEMINS D'EXPOSITION DES RISQUES SANITAIRES DÉCOULANT DE L'IRRIGATION AVEC DES EAUX USÉES

Les agents étiologiques des infections associées aux excréta sont libérés dans les excréta des personnes infectées (ou des animaux dans certains cas). Ils comprennent les virus pathogènes, les bactéries, les protozoaires et les helminthes qui sont libérés des corps des personnes infectées (ou des animaux dans certains cas) par le biais de leurs excréta (les excréments ou l'urine). Les pathogènes atteignent éventuellement d'autres personnes et entrent soit par la bouche (la voie fécale-orale, par exemple lorsqu'on mange des cultures contaminées) ou par la peau (le contact avec des larves infectieuses, par exemple l'ankylostomiase et la schistosomiase).

1.1. Exposition professionnelle

Les groupes les plus touchés sont les travailleurs agricoles, en raison de la durée et de l'intensité de leur contact avec les eaux usées et les sols contaminés (Blumenthal et Peasey, 2002 ; OMS, 2006). Par exemple, à Haroonabad, au Pakistan, on a signalé des taux de prévalence des ankylostomiasés pouvant atteindre 80 pour cent chez les agriculteurs (principalement des hommes adultes) qui utilisent des eaux usées non traitées (van der Hoek et coll., 2002). Des études épidémiologiques de groupes d'agriculteurs utilisant des eaux usées ont apporté des preuves accablantes du risque élevé d'infections aux helminthes. Cela a mené à la valeur stricte des directives de l'OMS de ≤ 1 œuf par litre d'eau d'irrigation (OMS, 2006). Quoi qu'il en soit, de récentes études épidémiologiques réalisées auprès de riziculteurs au Vietnam qui utilisent des eaux usées ont révélé beaucoup plus de preuves de diarrhées et de problèmes cutanés accrus que de preuves de risque d'infections aux helminthes (Trang et coll., 2007a, b).

Il peut y avoir des contradictions entre les risques réels et ceux perçus. Les agriculteurs qui utilisent des eaux usées eux-mêmes associent rarement les infections et maladies à leurs pratiques d'irrigation (Rutkowski et coll., 2007), ce qui peut nuire aux efforts déployés pour qu'ils adoptent des mesures de réduction des risques (voir le chapitre 17). Cela met aussi en évidence la nécessité de sensibiliser les agriculteurs aux risques auxquels ils s'exposent lorsqu'ils utilisent des eaux usées pour l'irrigation. Il existe également des arguments, fondés sur des études des retombées économiques, selon lesquels les gains financiers découlant de la production agricole au moyen de l'irrigation avec des eaux usées peuvent permettre aux agriculteurs de payer pour les médicaments qui traitent les infections aux helminthes (Weldesilassie et coll., 2010). Plus de détails sur l'intégration des retombées économiques dans l'analyse des risques sont présentés au chapitre 7.

Outre les infections aux helminthes, de récentes études menées au Vietnam et au Cambodge attribuent des maladies cutanées, telle la dermatite (l'eczéma), au contact avec des eaux usées non traitées (van der Hoek et coll., 2005 ; Trang et coll., 2007c). Une étude réalisée dans la vallée de Kathmandu, au Népal, a révélé que plus de la moitié des 110 agriculteurs sondés qui utilisent des eaux usées ont eu des problèmes cutanés (Rutkowski et coll., 2007). Les problèmes cutanés signalés comprenaient le prurit et la vésication des mains et des pieds. Des problèmes semblables ont été rapportés par des riziculteurs le long de la rivière Musi à Hyderabad, en Inde, et par des agriculteurs de légumes urbains qui utilisent des eaux usées au Ghana (Buechler et coll., 2002 ; Obuobie et coll., 2006). Des problèmes avec les ongles tels que la koïlonychie (ongles en cuillère) ont aussi été signalés, mais on associe cela particulièrement aux ankylostomiasés qui provoquent des carences en fer (l'anémie) et qui dégradent la formation des ongles (van der Hoek et coll., 2002). Les études menées au Vietnam n'ont pas révélé d'association entre le risque de malaises aux yeux (la conjonctivite ou le

trachome) et l'exposition aux eaux usées. Néanmoins, elles recommandent d'autres études pour déterminer s'il existe un lien entre les infections cutanées et des polluants de l'eau en particulier (Trang et coll., 2007c).

1.2. Consommation de produits irrigués

En ce qui concerne les risques pour la santé associés à la consommation, la pré-occupation principale a trait aux légumes souvent mangés crus, par exemple les plats de salades crues (Harris et coll., 2003). Plusieurs études, notamment une étude prospective des cohortes (Peasey, 2000), une étude analytique descriptive (Cifuentes, 1998) et différentes études descriptives, dont une a eu lieu à Jérusalem (Shuval et coll., 1984), ont révélé des infections plus élevées à *Ascaris* à la fois chez les adultes et les enfants qui consomment des légumes crus irrigués au moyen d'eaux usées. Des études sur l'incidence associée aux maladies diarrhéiques découlant de la consommation de légumes contaminés ont été publiées et examinées en profondeur (Beuchat, 1998; Harris et coll., 2003).

La souche d'*Escherichia coli* appelée *E. coli* entérotoxigène (ETEC) est souvent associée à la diarrhée (la diarrhée du voyageur) dans les pays en développement (Gupta et coll., 2007). De plus, les entérites virales (surtout le norovirus et le rotavirus) et les hépatites A sont les infections virales les plus couramment signalées à la suite de la consommation de légumes (Lindesmith et coll., 2003; Seymour et Appleton, 2001). Plusieurs vagues de diarrhées ont été associées aux légumes irrigués au moyen d'eaux usées (Shuval et coll., 1984; OMS, 2006). Toutefois, attribuer des vagues de diarrhées à des chemins d'exposition précis dans les pays en développement relève souvent du défi en raison d'autres facteurs contributifs comme une mauvaise hygiène, des installations sanitaires inadéquates et un accès restreint à de l'eau potable de qualité.

■ 2. MALADIES ASSOCIÉES À L'UTILISATION DES EAUX USÉES EN AGRICULTURE

Chacun des risques n'entraînera pas nécessairement une maladie. De plus, des risques et voies d'exposition variés causeront différents fardeaux de maladies. L'importance relative que les dangers sanitaires causent des maladies dépend d'un certain nombre de facteurs. La capacité des agents infectieux à causer des maladies se rapporte à leur persistance dans le milieu, à la dose infectieuse minimale, à l'aptitude de produire l'immunité des humains, aux périodes de virulence et de latence (Shuval et coll., 1986). Ainsi, les pathogènes qui jouissent d'une longue persistance dans le milieu et de doses infectieuses minimales faibles, qui suscitent peu ou pas d'immunité chez les humains et qui ont de longues périodes de latence (par exemple les helminthes), présentent une plus grande probabilité de causer des infections que les autres. Compte tenu de cela, les infections aux helminthes, là où elles sont endémiques, constituent les risques les plus importants

associés à l'irrigation avec des eaux usées. Les risques posés par les produits chimiques sont considérés comme faibles, sauf dans les zones localisées où on produit de grandes quantités d'eaux usées industrielles. Les maladies associées à l'exposition à des produits chimiques (à l'exclusion des symptômes aigus comme les éruptions cutanées, etc.), tel le cancer, sont plus difficiles à attribuer à l'utilisation des eaux usées en agriculture. Cela est dû au fait que les travailleurs peuvent être exposés à des combinaisons complexes de produits chimiques dans les eaux usées et à de longues périodes de latence avant que les symptômes de la maladie apparaissent, ce qui complique l'attribution de la maladie à un chemin d'exposition ou à un facteur causal précis.

Les maladies qui présentent le plus d'intérêt varient d'une région à l'autre, selon l'état local des installations sanitaires et de l'hygiène, et du degré de traitement que subissent les eaux usées avant d'être utilisées pour l'agriculture. Le tableau 2.2 donne des exemples du fardeau de certaines maladies potentiellement pertinentes à l'utilisation des eaux usées en agriculture. La plupart de ces maladies associées aux excréta se retrouvent chez les enfants qui vivent dans les pays pauvres. Le fardeau des maladies se mesure en années de vie corrigées de l'incapacité (AVCI)³, qui devient de plus en plus une unité essentielle pour comparer les résultats des maladies découlant de différentes expositions. Nous abordons plus en détail l'utilisation des AVCI dans les chapitres suivants. Dans l'ensemble, l'OMS estime que la diarrhée seule est responsable de près de 3 pour cent de tous les décès et de 3,9 pour cent des AVCI de par le monde (Prüss-Ustün et Corvalan, 2006). La diarrhée est effectivement une maladie qu'on peut attribuer en grande partie aux facteurs environnementaux (88 pour cent, OMS, 2009), tels que l'eau potable insalubre, une mauvaise hygiène et des installations sanitaires inadéquates, de même que la consommation de cultures contaminées par des pathogènes.

Déterminer à quel point le fardeau associé aux maladies peut être attribué aux installations sanitaires inadéquates, à l'eau potable insalubre, à la mauvaise hygiène et, tout particulièrement, à la consommation de légumes irrigués avec des eaux usées constitue toujours un défi. Il y a peu d'études comparatives et celles qui existent portent sur les voies d'exposition d'origine hydrique ou alimentaire. Les aliments irrigués avec des eaux usées associent les deux catégories,

3. Le concept d'AVCI permet de quantifier la contribution du « fardeau de la maladie » de la mortalité, du handicap, de l'invalidité, de la maladie et de la blessure. Une AVCI peut se traduire par une année perdue d'une vie en santé et elle se calcule selon une combinaison (1) d'années de vie perdues (AVP) découlant d'un décès prématuré et (2) des années équivalentes de vie en santé perdues en raison de l'incapacité (AVPI). Le fardeau de la maladie mesure par conséquent l'écart entre l'état de santé actuel et une situation idéale dans laquelle chacun vit vieux sans maladie ni incapacité. Consulter les pages <http://en.wikipedia.org/wiki/Disability-adjusted_life_year> et <http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/en/index.html>.

Tableau 2.2 MORTALITÉ MONDIALE ET AVCI DÉCOULANT DE CERTAINES MALADIES EN LIEN AVEC L'UTILISATION DES EAUX USÉES EN AGRICULTURE

Maladie	Mortalité (décès/année)	Fardeau de la maladie (AVCI)	Commentaires
Diarrhée	1 682 000	57 966 000	99,7 % des décès ont lieu dans les pays en développement ; 90 % des décès touchent les enfants ; 94 % peuvent être attribués aux facteurs environnementaux.
Typhoïde	600 000	N/D	On évalue qu'il y a 16 000 000 de cas par année.
Ascarirose	3 000	1 817 000	On évalue qu'il y a 1,45 milliard d'infections, dont 350 millions comportent des effets nocifs.
Ankylostomiase	3 000	59 000	On évalue qu'il y a 1,3 milliard d'infections, dont 150 millions comportent des effets nocifs.
Filariose lymphatique	0	3 791 000	Les moustiques vecteurs de la filariose (<i>Culex</i> spp.) se reproduisent dans l'eau contaminée. Cela n'entraîne pas la mort, mais des incapacités graves.
Hépatite A	N/D	N/D	On évalue qu'il y a 1,4 million de cas par année dans le monde. Des signes sérologiques d'infections antérieures varient de 15 % à près de 100 %.

N/D = non disponible.

Sources : Prüss-Ustün et Corvalan (2006) ; OMS (2006).

mais, plus important encore, de nombreux facteurs s'entremêlent et ne sont pas mutuellement exclusifs. Le grand nombre de facteurs confusionnels complique toute attribution précise à l'utilisation des eaux usées. Une façon de relever le défi est de procéder à une évaluation des risques microbiologiques tenant compte des expositions particulières aux lieux.

3. OUTILS POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES

L'évaluation des risques se fonde principalement sur les données provenant d'analyses de microorganismes, d'études épidémiologiques et d'évaluations quantitatives des risques microbiens (EQRM). Ces dernières constituent une évaluation prospective plutôt qu'une extrapolation à partir d'évaluations. Traditionnellement, les analyses de microorganismes et les études épidémiologiques ont été largement utilisées dans l'évaluation des risques dans le domaine de l'agriculture irriguée avec des eaux usées, plus particulièrement auprès des agriculteurs concernés. Un certain nombre d'études épidémiologiques dans ce domaine ont révélé une prévalence plus élevée des infections parmi la population exposée par rapport aux populations non exposées. Les études ont aussi clairement associé les niveaux de pathogènes dans les eaux d'irrigation aux niveaux d'infections (Blumenthal et Peasey, 2002). Quoi qu'il en soit, du point de vue des

risques potentiels pour la société ou de l'irrigation agricole planifiée au moyen d'eaux usées, l'approche épidémiologique présente des limites, car elle est relativement dispendieuse et elle ne répond pas au besoin du public, des gouvernements et des autres parties intéressées à obtenir des estimations sur les risques pour la santé avant la mise en service de projets. L'EQRM est de plus en plus utilisée à ces fins, procurant une évaluation prospective des risques quant à la situation d'irrigation avec des eaux usées à portée de main (Hamilton et coll., 2007). Le tableau 2.3 fait état des contributions et des limites associées aux principaux outils d'évaluation. Des descriptions détaillées des analyses de risques microbiologiques et des outils d'analyse des risques sont présentés dans les prochains chapitres de ce livre.

Tableau 2.3 **DONNÉES UTILISÉES POUR ÉVALUER LES RISQUES POUR LA SANTÉ**

Type d'étude	Contributions	Limites
Analyse des microorganismes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Détermine les concentrations de différents organismes excrétés dans les eaux usées ou sur les produits. ▪ Fournit des données sur les taux de mortalité massive des pathogènes. ▪ Peut contribuer à identifier les sources de pathogènes. ▪ Utilisée pour associer les pathogènes aux infections et aux maladies. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Dispendieuse à moins d'utiliser des indicateurs. La collecte d'échantillons peut s'avérer chronophage. ▪ Elle nécessite un personnel qualifié et des services de laboratoire. ▪ Obtenir les résultats de laboratoire prend du temps. ▪ On manque de procédures normalisées pour détecter certains pathogènes ou les récupérer des produits alimentaires. ▪ Les pourcentages de récupération peuvent présenter une grande variabilité. ▪ Certaines méthodes ne déterminent pas la viabilité.
Étude épidémiologique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mesure les maladies actuelles auprès de la population exposée. ▪ Peut servir à tester différentes hypothèses d'exposition. ▪ Peut servir aux évaluations des risques chimiques. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Dispendieuse. La partialité peut avoir une incidence sur les résultats. ▪ De gros échantillons sont nécessaires. ▪ Autorisation éthique nécessaire. ▪ Besoin d'équilibre entre les pouvoirs de l'étude et sa sensibilité.
EQRM	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Peut évaluer des niveaux très faibles de risques d'infections et de maladie. ▪ Méthode à faible coût pour prévoir les risques d'infections et de maladies. Facilite les comparaisons des différents chemins d'exposition. ▪ Ses principes peuvent aussi servir aux évaluations des risques chimiques. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les scénarios d'exposition peuvent grandement varier et ils sont difficiles à modéliser. ▪ Des entrées de données validées ne sont pas disponibles pour chaque scénario d'exposition. ▪ Prévoit les risques associés à l'exposition d'un type de pathogène à la fois.

Source : Tableau adapté des données de l'OMS (2006).

■ 4. DIRECTIVES POUR L'IRRIGATION AVEC DES EAUX USÉES DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT

Bien que certains pays, notamment les pays développés, ont des directives nationales portant sur l'utilisation des eaux usées en agriculture, les directives internationales les plus connues sont celles produites par l'ONU, en particulier celles de l'OMS. En vue de protéger la santé publique et de faciliter l'utilisation rationnelle des eaux usées et des excréta en agriculture et en aquaculture, l'OMS a élaboré un document sur la réutilisation des effluents comportant des méthodes de traitement des eaux usées et des mesures de protection de la santé publique (*Reuse of Effluents: Methods of Wastewater Treatment and Public Health Safeguards*) au début des années 1970. Ce premier document normatif de l'OMS dans le domaine de l'utilisation des eaux usées a été rédigé sans bonnes études épidémiologiques et il empruntait essentiellement l'approche à faible risque des États-Unis (Carr, 2005). En 1976, le *Bulletin d'irrigation et de drainage* N° 29 de la FAO sur l'irrigation, qui a servi de complément, abordait les défis associés à la qualité de l'eau en matière de salinité et de toxicité spécifique des ions (FAO, 1976). La publication de l'OMS était axée sur des seuils concernant l'eau, à savoir des niveaux critiques de pathogènes dans les eaux d'irrigation (100 coliformes 100 ml⁻¹) qu'il ne faudrait pas dépasser, et faisait part de recommandations sur les meilleures pratiques pour traiter l'eau de manière à atteindre cette norme de qualité (Havelaar et coll., 2001).

Dans les deux décennies qui ont suivi la publication de ces documents, l'utilisation des eaux usées en agriculture dans de nombreux pays arides et semi-arides s'est accrue. Cette tendance et les enjeux pour la santé et la sécurité associés à cette pratique sont devenus l'élément moteur pour réaliser un certain nombre d'études épidémiologiques (un examen approfondi des études épidémiologiques a été préparé par Shuval et coll., 1986.) Alors que les preuves épidémiologiques étaient compilées, il est devenu évident que la publication initiale de l'OMS devait être révisée et qu'il fallait tenir compte des questions supplémentaires suivantes (Carr, 2005) :

- Les normes de qualité de l'eau trop rigoureuses étaient impossibles à atteindre dans plusieurs situations et étaient par conséquent ignorées, rendant les directives inutiles.
- Les directives devaient inclure des approches de gestion des risques qui agiraient comme compléments aux processus de traitement disponibles ou qui pourraient servir en l'absence de traitement des eaux usées pour réduire les risques pour la santé.

En s'appuyant sur ces facteurs, une deuxième édition des directives de l'OMS a été publiée en 1989 (Mara et Cairncross, 1989). Le *Bulletin d'irrigation et de drainage* N° 47 de la FAO a suivi en 1992, faisant fond des directives de 1989, tout en traitant de questions spécifiques à l'irrigation telles que la gestion de la salinité (FAO, 1992). Les deux directives ont eu une grande influence et plusieurs

pays les ont adoptées, dans certains cas avec certaines adaptations. En raison des menaces pathogènes, les deux rapports ont fait valoir la nécessité d'avoir un traitement approprié des eaux usées avant leur utilisation et des critères de qualité de l'eau faciles à contrôler.

En 1997, le *Rapport sur l'eau N° 10* de la FAO remettait en question le potentiel d'application des normes de qualité de l'eau de l'OMS, puisqu'il faudrait attendre une décennie ou plus pour avoir des installations de traitement adéquates et suffisantes pour contribuer à respecter ces normes (FAO, 1997). Cette publication soulignait la nécessité d'avoir des mesures intérimaires supplémentaires, en particulier des restrictions concernant les cultures. Grâce à des connaissances de plus en plus vastes et des outils pour l'évaluation des risques (comme l'EQRM), à la création du concept des AVCI et à la priorité grandissante accordée aux points de contrôle critiques pour obtenir la sécurité alimentaire, l'OMS a fait front commun avec la FAO et a débuté une autre révision historique des directives de l'OMS. La version révisée devait inclure plus de renseignements sur la manière de définir les risques tolérables pour la société en s'appuyant sur la situation actuelle des maladies dans tout pays donné, avec une accentuation plus grande sur les possibilités locales, mais également sur les limites pour atteindre une réduction des risques (Carr, 2005).

Une modification majeure consistait en un changement de cap des niveaux critiques de contamination microbienne des eaux d'irrigation aux objectifs d'ordre sanitaire (OMS, 2006). Outre le défi d'atteindre des cibles axées sur la qualité de l'eau (notamment dans les pays où le fardeau des maladies associées est le plus élevé), une autre lacune était que les seuils fondés sur la qualité de l'eau contribuaient peu à traiter de la contamination des aliments découlant de sources autres que l'irrigation. L'autre option proposée était de réduire le risque, notamment pour les consommateurs de cultures irriguées avec des eaux usées, partout où c'est possible le long de la chaîne de production et de commercialisation. Il peut s'agir de traitement des eaux usées, de pratiques d'irrigation plus sûres, de cultiver des légumes qu'on mange seulement lorsqu'ils sont bien cuits et de les laver comme partie intégrante de la préparation des aliments. En utilisant une combinaison de ces mesures préventives, il sera possible de s'approcher des cibles pour la santé qui sont établies à la fin de la chaîne, à savoir au point de consommation, de manière similaire au concept des objectifs en matière de salubrité alimentaire (CAC, 2004). Cette cible se calcule selon la réduction des pathogènes du niveau initial de contamination des cultures et peut se formuler en AVCI évitées. L'accent mis sur les « cibles » signifie que ces valeurs ne devraient pas être considérées comme des valeurs absolues, mais plutôt comme des objectifs à atteindre à court, moyen et long terme selon les conditions technologiques, institutionnelles ou financières du pays (Sperling et Fattal, 2001).

Pour mieux faire connaître les directives aux publics ciblés, on a décidé de les présenter dans des volumes différents :

- volume 1 : Les aspects relatifs aux politiques et à la réglementation ;
- volume 2 : L'utilisation des eaux usées en agriculture ;
- volume 3 : L'utilisation des eaux usées et des excréta en aquaculture ;
- volume 4 : L'utilisation des excréta et des eaux grises en agriculture.

Il est possible de télécharger les directives à la page suivante : <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gsuww/en/index.html>. Il est aussi possible de consulter des fiches de renseignements et des résumés de politiques brefs et connexes à la page suivante : <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/usinghumanwaste/en/index.html>.

■ 5. APPROCHES POUR ATTÉNUER LES RISQUES DE L'IRRIGATION AVEC DES EAUX USÉES

5.1. Les options conventionnelles et leurs limites dans les pays en développement

Le traitement des eaux usées dans des installations ou des systèmes de bassins désignés a longtemps été considéré comme la solution ultime pour réduire les risques dans l'agriculture irriguée avec des eaux usées. Le traitement des eaux usées comme mesure d'atténuation des risques a donc été largement étudié et documenté à la fois dans les pays développés et en développement (Hammer et Hammer, 2008 ; Mara, 2004 ; Metcalf et Eddy, 2002 ; Patwardhan, 2008). On a toutefois soulevé des questions à propos de l'efficacité des systèmes conventionnels de traitement à éliminer les pathogènes qui sont particulièrement préoccupants dans de nombreux pays en développement et aussi à propos de certains nouveaux composés chimiques organiques, tels les pesticides et leurs résidus, les composés pharmaceutiques actifs et les substances qui perturbent le système endocrinien. À vrai dire, la plupart des systèmes conventionnels possèdent deux volets de traitement : le traitement primaire où les matières en suspension et les matières organiques sont retirées ; et le traitement secondaire pour retirer les composés organiques biodégradables. Il est possible qu'un traitement tertiaire soit aussi offert, mais l'objectif de ce type de traitement est de retirer les éléments nutritifs et les composés toxiques (Metcalf et Eddy, 2002). Ainsi, les systèmes conventionnels de traitement sont principalement conçus pour régler les questions environnementales et non les risques pour la santé humaine. Plus de 20 études menées par l'OMS pour la troisième édition de ses directives ont davantage illustré cet état de fait. L'examen a révélé de grands écarts dans l'efficacité de la diminution de divers pathogènes en unités logarithmiques par différents processus conventionnels de traitement (OMS, 2006).

Les processus utilisés dans plusieurs systèmes conventionnels de traitement, à l'exception des étangs de stabilisation, sont difficiles et dispendieux dans le contexte des pays en développement, puisqu'ils nécessitent beaucoup d'énergie, une main-d'œuvre qualifiée et qu'ils présentent aussi des coûts élevés

d'installation, d'exploitation et d'entretien (Carr et Strauss, 2001). Cela explique probablement le nombre élevé d'installations de traitement dysfonctionnelles et le niveau général faible de traitement des eaux usées dans les pays en développement de moins de 1 pour cent en Afrique subsaharienne, d'environ 35 pour cent en Asie et de 14 pour cent en Amérique du Sud (OMS et UNICEF, 2000). À titre d'exemple, une enquête réalisée au Ghana a permis de constater que seuls 10 pour cent des 70 installations de traitement et étangs de stabilisation des boues de vidange signalés fonctionnent toujours comme prévu, la plupart appartenant à de plus grands hôtels (IWMI, 2009).

Il convient donc d'apporter des changements novateurs afin que le traitement conventionnel des eaux usées continue d'être perçu comme une option réaliste d'atténuation des risques sanitaires dans les pays en développement. Au cours des dernières années, certains de ces changements ont porté sur la recherche pour remodeler les systèmes conventionnels de traitement des eaux usées en vue de les rendre plus appropriés à l'irrigation, en optimisant l'eau et le contenu en éléments nutritifs dans les effluents d'eaux usées traitées, tel que mentionné dans les chapitres 14 et 15. Des études se sont aussi penchées sur la mise au point de systèmes plus efficaces dans l'élimination des pathogènes et la conservation des éléments nutritifs. Ici, nous avons fait la promotion de systèmes qui utilisent des processus biologiques à faible débit, comme les systèmes de bassins, tel que mentionné dans les chapitres 8 et 9. Les recherches mettent également de plus en plus l'accent sur les biosolides, notamment en ce qui concerne l'élaboration de mesures d'atténuation des risques pour l'utilisation des boues de vidange en agriculture, de même que sur l'impartition du traitement à l'échelle de la ferme (voir le chapitre 10).

5.2. Les options non conventionnelles et l'approche à barrières multiples

En tenant compte des limites apparentes de la mise en œuvre de systèmes conventionnels de traitement des eaux usées dans de nombreux pays en développement actuellement, la troisième édition des directives de l'OMS recommande l'utilisation de « l'approche à barrières multiples ». Cette approche s'inspire du concept d'analyse des risques et de maîtrise des points critiques (HACCP) présenté par l'initiative du *Codex Alimentarius*, et elle repose sur des interventions ciblées à des points de contrôle clés le long de la chaîne alimentaire pour atteindre l'objectif de la sécurité alimentaire (CAC, 2004). Les points de contrôle critiques (qui peuvent être d'importantes barrières contre les pathogènes) peuvent se trouver tout le long de la chaîne d'événements, de la génération des eaux usées à la préparation des légumes à manger. Par conséquent, l'approche touche à la fois aux méthodes conventionnelles et non conventionnelles de traitement des eaux usées, de même qu'à d'autres mesures de protection de la santé pour atteindre des groupes cibles en matière de santé, qu'il s'agisse des agriculteurs

ou des consommateurs. Les méthodes non conventionnelles des eaux usées comprennent l'utilisation de systèmes à faible coût comme les étangs à la ferme, les trappes à sédiments et les filtres Biosand, et les mesures de protection incluent de meilleures méthodes d'irrigation, comme l'irrigation au goutte à goutte, l'arrêt de l'irrigation avant la récolte et le lavage des produits (Keraita et coll., 2008). Dans certaines sections de l'édition 2006 des directives, ces différentes options sont regroupées comme options de « traitement » et « sans traitement », le terme « traitement » désignant tous les systèmes conventionnels de traitement (voir les chapitres 8 et 9) et le terme « sans traitement » désignant toutes les autres pratiques et mesures possibles, notamment aux champs et dans le secteur post-récolte (voir les chapitres 10 à 12). Le tableau 2.4 donne une vue d'ensemble des différentes mesures de protection de la santé et indique où elles peuvent s'appliquer dans la chaîne de production alimentaire.

Tableau 2.4 VUE D'ENSEMBLE DES MESURES DE PROTECTION DE LA SANTÉ

Mesures de protection de la santé	Lieu	Exemples	Groupes protégés	Chapitres dans ce livre
Options de traitement	Avant la ferme	Installations municipales de traitement des eaux usées (par exemple des étangs de stabilisation, des marais artificiels)	Collectivités agricoles et consommateurs	8, 9
	À la ferme	Systèmes de traitement à la ferme (par exemple des trappes ou des pièges à sédiments, des étangs simples et des filtres à sable)		10, 17 (mesures de contrôle microbiologiques), 11 (mesures de contrôle chimiques)
Options post-traitement (ou sans traitement)		Vêtements protecteurs, y compris des gants et des chaussures	Collectivités agricoles seulement	
		Collecte et utilisation plus sûre des eaux usées (par exemple l'irrigation au goutte à goutte à faible coût, la réduction des éclaboussures, l'absorption réduite des œufs d'helminthes des sédiments)	Collectivités agricoles et consommateurs	
		Imposer une période minimale sans irrigation immédiatement avant la récolte (pour promouvoir la mortalité massive des pathogènes)	Consommateurs seulement	
		Limites relatives aux cultures (pour exclure par exemple les cultures mangées crues ou de faire pousser seulement des cultures non comestibles)		
	À l'extérieur de la ferme (secteur post-récolte)	Nettoyage, désinfection, épluchage ou cuisson des produits		12, 16

■ 6. FORCES ET FAIBLESSES DES DIFFÉRENTES APPROCHES DE RÉDUCTION DES RISQUES

Tous les points de contrôle critiques ou les « barrières » potentielles présentent des forces et des faiblesses. Un facteur clé des principaux groupes d'options de « traitement » et « sans traitement » (également intitulées « post-traitement ») est qu'elles nécessitent des paramètres spéciaux pour fonctionner. Le traitement des eaux usées a un effet marginal dans plusieurs pays en développement en raison d'une étendue limitée, d'institutions qui manquent de ressources, de capacités humaines restreintes et de défis financiers importants. D'un autre côté, les options de post-traitement nécessitent que les agriculteurs, les négociants ou les fournisseurs d'aliments adoptent des pratiques plus sûres, souvent sans avantage personnel ou commercial évident ou direct. Dans le contexte des pays à faible revenu avec un enseignement public et une sensibilisation face aux questions de sécurité alimentaire limités, les options sans traitement ne sont pas une panacée quand le traitement des eaux usées n'existe pas ou est inefficace, mais elles nécessitent en réalité de déployer des efforts particuliers en ce qui a trait à la sensibilisation, aux mesures incitatives et aux règlements comme nous le décrivons dans les chapitres 16 et 17.

Le traitement et la manutention post-récolte des produits frais ne peuvent souvent pas éliminer les pathogènes sans compromettre l'aspect esthétique et la qualité physique des produits (Beuchat, 1998), à moins que ceux-ci soient toujours consommés cuits. Il apparaît ainsi davantage possible de ne pas se fier à une seule barrière ou option, mais plutôt de combiner différentes barrières allant du traitement des eaux usées aux mesures mises en œuvre aux champs et à l'extérieur des champs (voir les chapitres 10 et 12).

Jusqu'à présent, l'utilisation de l'approche à barrières multiples dans le domaine de l'agriculture irriguée avec des eaux usées n'a pas été étudiée systématiquement dans une variété de cadres. Cependant, un examen mené par l'OMS et s'appuyant sur certaines études limitées révèle que cette approche semble faisable (tableau 2.5). À titre d'exemple, dans les directives de l'OMS, une réduction des pathogènes de l'ordre de six ou sept unités logarithmiques sert de cible de rendement pour l'irrigation sans restriction en vue d'atteindre le fardeau de maladies tolérable de $\leq 10^{-6}$ AVCI par personne par année. Aux fins de contrôle, les réductions de pathogènes par unité logarithmique ne se mesurent pas à l'aide des nombres réels de pathogènes, mais bien par la diminution en nombre d'un organisme indicateur de pathogènes, qui dans la plupart des cas est *E. coli*. Comme l'illustre le tableau 2.5, combiner un traitement minimal des eaux usées, l'irrigation au goutte à goutte et le lavage des légumes après la récolte peut facilement se traduire par une réduction de l'ordre de six unités logarithmiques.

Tableau 2.5 RÉDUCTIONS DES PATHOGÈNES RÉALISABLES GRÂCE À DES MESURES CHOISIES DE PROTECTION DE LA SANTÉ

Mesure de contrôle	Réduction (unités logarithmiques)	Commentaires
Traitement des eaux usées (primaire + secondaire)	1 à 4	Réduction généralement réalisée grâce au traitement des eaux usées selon le type et la fonctionnalité du système de traitement.
Irrigation au goutte à goutte utilisée pour : les cultures à pousse basse	2	Les plantes racines et les cultures comme la laitue, qui poussent juste au-dessus du sol, tout en étant partiellement en contact avec lui.
Cultures à pousse élevée	4	Les cultures comme les tomates, les arbres fruitiers et les sections récoltées qui ne sont pas en contact avec le sol.
Mortalité massive des pathogènes	0,5 à 2 par jour	La mortalité massive des surfaces des cultures qui a lieu entre la dernière irrigation et la consommation. La réduction des unités logarithmiques dépend du climat (la température, l'intensité du soleil, l'humidité), du temps, du type de culture, etc.
Lavage des produits avec de l'eau	1	Laver la laitue, les légumes et les fruits avec de l'eau propre.
Désinfection des produits	2-3	Laver la laitue, les légumes et les fruits à l'aide d'une solution désinfectante faible, souvent à base de chlore, puis les rincer avec de l'eau propre.
Épluchage des produits	1-2	Fruits, choux, plantes racines.
Cuisson des produits	6-7	Immersion dans de l'eau bouillante ou presque bouillante jusqu'à ce que les aliments soient suffisamment cuits pour détruire les pathogènes.

Source : Tableau adapté et modifié à partir des données de l'OMS (2006).

7. ÉVALUATIONS ACTUELLES SUR LE TERRAIN DES OPTIONS DE RÉDUCTION DES RISQUES

La plus grande complexité des directives de 2006 de l'OMS signifie qu'elles sont parfois perçues comme étant moins conviviales. Les préoccupations portent sur les objectifs d'ordre sanitaire plus complexes et sur la nécessité d'effectuer des évaluations des risques, y compris le concept d'AVCI. Bien que les directives demandent à ce qu'on suive une certaine séquence relativement aux étapes, leur application ne devrait pas se limiter aux situations où on peut toutes les franchir. Quand une évaluation des risques comme l'EQRM est impossible en raison d'un manque de données ou de capacités de recherche et qu'on ne peut pas calculer une cible de rendement locale pour l'irrigation, on recommande de combiner les options, tel qu'illustré dans le tableau 2.5, pour atteindre une réduction cumulative des pathogènes de l'ordre de six ou sept unités logarithmiques là où l'eau d'irrigation est susceptible d'être contaminée par des pathogènes et utilisée pour les cultures qui seront mangées crues (voir aussi les chapitres 3 et 5). Dans les

pays où cette réduction logarithmique est impossible dans le contexte socioéconomique local, on peut établir d'autres cibles nationales fondées sur la santé, à condition que leurs procédures de mise en œuvre soient bien contrôlées et que les cibles soient progressivement rehaussées pour éventuellement atteindre celles qui sont recommandées. Des réductions logarithmiques inférieures peuvent aussi être ciblées lorsque des restrictions de cultures sont possibles (voir le chapitre 3).

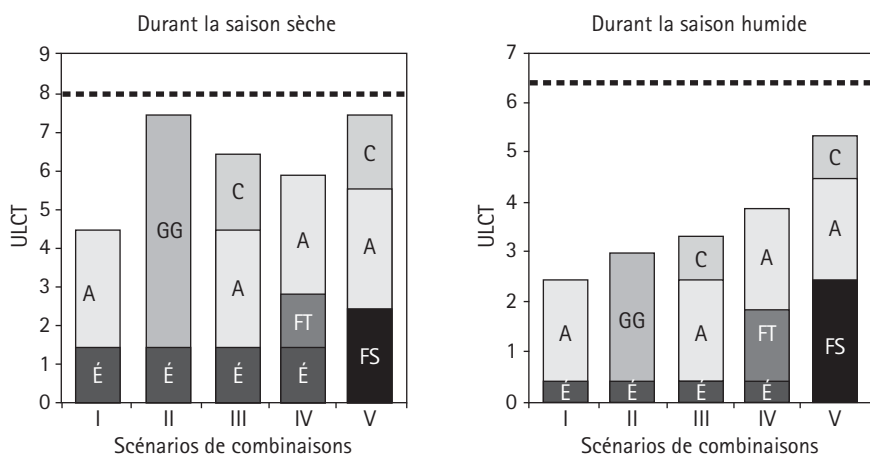
Une autre lacune des études menées jusqu'à présent sur les options non conventionnelles ou « sans traitement », tout particulièrement l'approche à barrières multiples, est sa portée géographique restreinte (OMS, 2006). Même là où la recherche a évolué au fil des ans, comme au Ghana, mettre en œuvre la recherche représente toujours une étape à franchir (IWMI, 2009). Au Ghana, les études ont porté sur l'adaptation de mesures connues, mais aussi de mesures axées sur les fermes et à l'extérieur des fermes élaborées localement. Elles comprennent l'arrêt de l'irrigation avant la récolte, la collecte et l'utilisation d'eau plus salubre, des méthodes d'irrigation sécuritaires, des filtres à sable, des bassins de décantation sur la ferme et des mesures post-récolte comme différentes méthodes indigènes de nettoyage des légumes (voir les chapitres 10 et 12). Ces études ont montré que des mesures à faible coût ont le potentiel de réduire les pathogènes, notamment si elles sont élaborées avec l'utilisateur et si elles peuvent être utilisées en combinaison de manière à obtenir un effet cumulatif (Drechsel et coll., 2008). Cependant, leur succès est grandement lié au taux d'adoption qui nécessite une analyse appropriée des mesures économiques et sociales possibles (voir le chapitre 16).

La figure 2.1 montre un certain nombre de scénarios mentionnés dans les études sur les options fondées sur la ferme à Kumasi, au Ghana (Keraita, 2008). Le scénario un représente l'option la plus favorable aux agriculteurs, car elle comporte uniquement des modifications aux technologies existantes. Bien que cette option donne la plus faible réduction regroupée en matière de niveaux de contamination, elle demeure importante à la fois pour les saisons sèches (4,5 unités logarithmiques) et humides (2,5 unités logarithmiques), si d'autres barrières sont accessibles. En règle générale, les mesures d'intervention combinées présentent un très bon rendement durant la saison sèche, mais pas durant la saison humide en raison de la pluie, de la période d'ensoleillement moins longue et des températures habituellement inférieures. Puisqu'il s'agissait d'une étude dans un endroit précis, nous favorisons des essais semblables ailleurs.

■ CONCLUSIONS

Dans quatre villes sur cinq des pays en développement, et dans leurs régions avoisinantes, les eaux usées traitées, brutes ou diluées servent à l'irrigation en agriculture. Même si les régions sont petites, ces fermes se spécialisent souvent

Figure 2.1 COMBINAISONS RÉALISABLES D'INTERVENTIONS FONDÉES SUR LES FERMES ET RÉDUCTION DE COLIFORMES THERMORÉSISTANTS SUR LES FEUILLES DE LAITUE À KUMASI, AU GHANA



ULCT = unités logarithmiques de coliformes thermorésistants; É = étangs de décantation; A = meilleure utilisation des arrosoirs; FS = filtre à sable; FT = filtre en tissu; GG = irrigation au goutte à goutte; C = cessation; - - - - - niveaux habituels de contamination des légumes à Kumasi

Source : Keraita (2008).

dans la production de cultures commerciales très périssables avec une part de marché significative (Raschid-Sally et Jayakody, 2008). Il est important de reconnaître que dans de nombreux cas où les eaux usées sont utilisées en agriculture, leur traitement efficace ne sera probablement pas accessible avant de nombreuses années. Les directives internationales doivent donc être pratiques et offrir des solutions de gestion des risques possibles qui maximiseront la protection de la santé, tout en facilitant l'utilisation avantageuse de ressources rares. En vue d'obtenir les meilleurs avantages pour la santé, la troisième édition des directives de l'OMS offre des outils, des méthodes et des procédures pour établir des cibles axées sur la santé qu'on peut atteindre au moyen de différentes barrières contre les pathogènes, de la source des eaux usées à la consommation des aliments irrigués avec des eaux usées. Cette approche à barrières multiples devrait être mise en œuvre avec d'autres mesures pour la santé comme l'éducation sanitaire, la promotion de l'hygiène et l'accessibilité à de l'eau potable et à des installations sanitaires adéquates.

Il existe toujours bon nombre de questions ouvertes pour la recherche et l'application, dont certaines sont soulignées dans le dernier chapitre de ce livre. Afin de bien interpréter et mettre en application les directives de façon appropriée aux conditions locales, il faut favoriser une approche politique à grande

échelle qui comprendra une législation, de même que des mesures incitatives positives et négatives pour appuyer l'adoption de bonnes pratiques sans traitement ou de post-traitement. Les efforts déployés pour améliorer le traitement des eaux usées sont importants et doivent s'accélérer. Les directives actuelles de l'OMS peuvent soutenir des organismes de normalisation locaux, nationaux et internationaux dans leurs efforts pour élaborer leurs propres procédures et protocoles sur la manière d'atteindre les cibles recommandées en matière de santé. Les procédures varieront au sein des régions et entre elles selon les différences dans les conditions technologiques, institutionnelles et financières. Bien que les objectifs d'ordre sanitaire demeureront des données de base dans n'importe quel contexte précis, les normes locales et la mise en œuvre réelle devraient évoluer progressivement alors que le pays s'améliore sur le plan de l'assainissement.

■ RÉFÉRENCES

- Beuchat, L. R. (1998). *Surface Decontamination of Fruits and Vegetables Eaten Raw: A Review*, Food Safety Unit, Organisation mondiale de la santé, OMS/FSF/98.2, disponible à la page suivante : <http://www.who.int/foodsafety/publications/fs_management/en/surface_decon.pdf>.
- Blumenthal, U. J. et A. Peasey (2002). *Critical review of epidemiological evidence of the health effects of wastewater and excreta use in agriculture*, Genève, document non publié préparé pour l'Organisation mondiale de la santé, <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/whocriticalrev.pdf>.
- Buechler, S., G. Devi et L. Raschid-Sally (2002). « Livelihoods and wastewater irrigated agriculture along the Musi River in Hyderabad City, Andhra Pradesh, India », *Urban Agriculture Magazine*, vol. 8, p. 14-17.
- Carr, R. (2005). « OMS guidelines for safe wastewater use – more than just numbers », *Irrigation and Drainage*, n° 54, p. S103-11.
- Carr, R. et M. Strauss (2001). « Excreta-related infections and the role of sanitation in the control of transmission », dans L. Fewtrell et coll. (dir.), *Water Quality: Guidelines, Standards and Health; Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease*, Londres, Association internationale de l'eau (AIE) pour le compte de l'Organisation mondiale de la santé, p. 89-113.
- Cifuentes, E. (1998). « The epidemiology of enteric infections in agricultural communities exposed to wastewater irrigation: Perspectives for risk control », *International Journal of Environmental Health Research*, n° 8, p. 203-213.
- Commission du Codex Alimentarius – CAC (2004). *Rapport de la vingtième session du Comité du Codex sur les principes généraux*, Paris, 3 au 7 mai 2004, ALINORM 04/27/33A, Annexe II, p. 37-38, <<ftp://ftp.fao.org/codex/alinorm04/al0433af.pdf>>.
- Drechsel, P. et coll. (2008). « Reducing health risks from wastewater use in urban and peri-urban Sub-Saharan Africa: Applying the 2006 WHO Guidelines », *Water Science and Technology*, vol. 57, n° 9, p. 1461-1466.
- FAO (1976). « Water quality for agriculture », dans R. S. Ayers et D. W. Westcot, *Irrigation and Drainage Paper 29*, FAO, Rome, <<http://www.fao.org/DOCREP/003/T0234E/T0234E00.htm>>.
- FAO (1992). « Wastewater treatment and use in agriculture », dans M. B. Pescod (dir.), *Irrigation and Drainage Paper 47*, Rome, FAO.

- FAO (1997). « Quality control of wastewater for irrigated crop production », dans D. W. Westcott, *Water Report n° 10*, Rome, FAO, <<http://www.fao.org/docrep/w5367e/w5367e00.htm>>.
- Gupta, S. K. et coll. (2007). « Analysis of data gaps pertaining to enterotoxigenic *Escherichia coli* infections in low and medium human development index countries, 1984-2005 », Partie 3, *Epidemiological Infections*, 9 août 2007, p. 1-18.
- Hamilton, A. J. et coll. (2007). « Wastewater irrigation : The state of play », *Vadose Zone Journal*, vol. 6, n° 4, p. 823-840.
- Hammer Sr., M. J. et M. J. Hammer Jr. (2008). *Water and Wastewater Technology*, 6^e édition, New Delhi, Eastern Economic Edition, Prentice Hall of India.
- Harris, L. J. et coll. (2003). « Outbreaks associated with fresh produce : Incidence, growth, and survival of pathogens in fresh and fresh-cut produce », *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, n° 2, p. 78-141.
- Havelaar, A. et coll. (2001). « Guidelines : The current position », dans L. Fewtrell et coll. (dir.), *Water Quality : Guidelines, Standards and Health ; Assessment of Risk and Risk Management for Water-related Infectious Disease*, Londres, Association internationale de l'eau (AIE) pour le compte de l'Organisation mondiale de la santé, p. 17-42.
- Hoek, W. van Der et coll. (2002). « Urban wastewater : A valuable resource for agriculture », Colombo, *International Water Management Institute Research Report*, n° 63.
- Hoek, W. van Der et coll. (2005). « Skin diseases among people using urban wastewater in Phnom Penh », *Urban Agriculture Magazine*, n° 14, p. 30-31.
- IWMI (2009). *Wastewater Irrigation and Public Health : From Research to Impact – A Road Map for Ghana*, Accra, un rapport pour Google.org préparé par IWMI.
- Jiménez, B. et T. Asano (2008). « Water reclamation and reuse around the world », dans B. Jiménez et coll. (dir.), *Water Reuse : An International Survey of Current Practice, Issues and Needs*, Londres, IWA Publishing, p. 648.
- Keraita, B. (2008). *Low-Cost Measures for Reducing Health Risks in Wastewater Irrigated Urban Vegetable Farming in Ghana*, thèse de doctorat, Faculté des sciences de la santé, Université de Copenhague.
- Keraita, B., B. Jiménez et P. Drechsel (2008). « Extent and implications of agricultural reuse of untreated, partly treated and diluted wastewater in developing countries », *CAB Reviews : Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, vol. 3, n° 58, p. 1-15.
- Lindesmith, L. et coll. (2003). « Human susceptibility and resistance to Norwalk virus infection », *Nature Medicine*, vol. 9, p. 548-553.
- Mara, D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*, Londres, Earthscan.
- Mara, D. et S. Cairncross (1989). *Guidelines of the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Metcalf et Eddy, Inc. (2002). *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse*, 4^e édition, New Delhi, McGraw-Hill Science Engineering / Tata McGraw-Hill.
- Obuobie, E. et coll. (2006). *Irrigated Urban Vegetable Production in Ghana : Characteristics, Benefits and Risks*, Accra, IWMI-RUAF-CPWF, IWMI.
- OMS (1972). *Reuse of Effluents : Methods of Wastewater Treatment and Public Health Safeguards. Report of a OMS Meeting of Experts*, Technical Report Series, n° 517, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2 : Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2009). *Quantification des impacts de l'environnement sur la santé*, disponible à la page suivante : <http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/fr/index.html>.

- OMS et UNICEF (2000). *Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report*, New York, WHO/UNICEF Joint Monitoring Program for Water and Sanitation.
- Patwardhan, A. D. (2008). *Industrial Wastewater Treatment*, New Delhi, Prentice Hall of India.
- Peasey, A. (2000). *Human Exposure to Ascaris Infection through Wastewater Reuse in Irrigation and its Public Health Significance*, thèse de doctorat, Londres, Université de Londres.
- Prüss-Ustün, A. et C. Corvalan (2006). *Preventing Disease Through Healthy Environments, Towards an Estimate of the Environmental Burden of Disease*, Genève, OMS.
- Raschid-Sally, L. et P. Jayakody (2008). « Drivers and characteristics of wastewater agriculture in developing countries: Results from a global assessment, Colombo, Sri Lanka », *IWMI Research Report 127*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau, p. 35.
- Rutkowski, T., L. Raschid-Sally et S. Buechler (2007). « Wastewater irrigation in the developing world – Two case studies from Katmandu Valley in Nepal », *Agricultural Water Management*, n° 88, p. 83-91.
- Scott, C. A, N. I. Faruqui et L. Raschid-Sally (2004). « Wastewater use in irrigated agriculture: Management challenges in developing countries », dans C. A. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing, p. 1-10.
- Seymour, I. J. et H. Appleton (2001). « Food-borne viruses and fresh produce », *Journal of Applied Microbiology*, n° 91, p. 759-773.
- Shuval, H. I. et coll. (1986). *Wastewater Irrigation in Developing Countries: Health Effects and Technical Solutions*, World Bank Technical Paper n° 51, Washington, Banque mondiale.
- Shuval, H. I., P. Yekutieli et B. Fattal (1984). « Epidemiological evidence for helminth and cholera transmission by vegetables irrigated with wastewater: Jerusalem, a case study », *Water Science and Technology*, n° 17, p. 433-442.
- Sperling, M. Von et B. Fattal (2001). « Implementation of guidelines: Some practical aspects », dans L. Fewtrell et coll. (dir.), *Water Quality: Guidelines, Standards and Health; Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease*, Londres, Association internationale de l'eau (AIE) pour le compte de l'Organisation mondiale de la santé, p. 361-376.
- Trang, D. T. et coll. (2007a). « Epidemiology and aetiology of diarrhoeal diseases in adults engaged in wastewater-fed agriculture and aquaculture in Hanoi, Vietnam », *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, n° 2, p. 23-33.
- Trang, D. T. et coll. (2007b). « Helminth infections among people using wastewater and human excreta in peri-urban agriculture and aquaculture in Hanoi, Vietnam », *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, n° 2, p. 82-90.
- Trang, D. T. et coll. (2007c). « Skin disease among farmers using wastewater in rice cultivation in Nam Dinh, Vietnam », *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, n° 2, p. 51-58.
- Weldesilassie, A. B. et coll. (2010). « Wastewater use in crop production in peri-urban areas of Addis Ababa: Impacts on health in farm household », *Environment and Development Economics*, vol. 16, p. 25-49.

LES RISQUES ET L'ÉVALUATION DES RISQUES

Page Laissée Vide Intentionnellement

Analyse et épidémiologie des risques

Les directives de 2006 de l'OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture

Duncan Mara et Robert Bos¹

■ RÉSUMÉ

Ce chapitre passe en revue les réductions nécessaires des pathogènes recommandées dans les directives de 2006 de l'OMS *pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux grises* en agriculture, qui reposent sur un fardeau supplémentaire tolérable de la maladie de $\leq 10^{-6}$ années de vie corrigées de l'incapacité (AVCI) perdues par personne par année. La technique quantitative d'analyse des risques microbiens, combinée à 10 000 essais de simulations des risques de Monte Carlo, est détaillée ici, et les estimations du risque médian qui en découlent pour différents niveaux de réduction des pathogènes pour l'exposition par l'irrigation avec ou sans restriction sont également présentées. Cela permet de choisir des combinaisons adéquates de mesures de réduction des pathogènes (le traitement des eaux usées et des mesures post-traitement de protection de la santé), de manière à ce que le fardeau de la maladie additionnelle qui en découle ne surpasse pas 10^{-6} AVCI perdues par personne par année.

1. Les opinions exprimées dans ce chapitre sont celles des auteurs et elles ne reflètent pas nécessairement les points de vue ou politiques de l'Organisation mondiale de la santé.

■ INTRODUCTION

L'Organisation mondiale de la santé a publié la troisième édition de ses directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture en septembre 2006 (OMS, 2006). Ces principes se distinguent de ceux de la deuxième édition (OMS, 1989), tout particulièrement en ce qui a trait aux éléments suivants :

- L'utilisation d'une approche fondée sur les risques pour estimer les réductions nécessaires des pathogènes viraux, bactériens et protozoaires.
- Pour protéger la santé de ceux qui travaillent dans les champs irrigués avec des eaux usées (à savoir l'irrigation restreinte), ou qui y sont exposés, les réductions nécessaires des pathogènes doivent se réaliser uniquement par le traitement des eaux usées.
- Pour protéger la santé des consommateurs de produits alimentaires irrigués avec des eaux usées (à savoir l'irrigation non restrictive), les réductions nécessaires des pathogènes peuvent se réaliser par une combinaison adéquate de traitement des eaux usées (généralement au niveau requis pour l'irrigation restreinte) et de mesures de contrôle post-traitement pour la protection de la santé, comme souligné plus bas.

Les directives de 2006 constituent essentiellement un code de bonnes pratiques de gestion afin d'assurer que, lorsque les eaux usées sont utilisées en agriculture (principalement pour l'irrigation des cultures, y compris les cultures vivrières qui sont ou pourraient être mangées crues), elles sont utilisées de manière sécuritaire avec un minimum de risques pour la santé. Elles sont donc beaucoup plus qu'un ensemble de données de référence. Cependant, dans la pratique, les ingénieurs de traitement et de réutilisation des eaux usées doivent savoir comment utiliser les recommandations des directives pour concevoir des systèmes de réutilisation des eaux usées qui ne nuiront pas à la santé publique. Cela signifie qu'ils doivent comprendre en détail les bases des directives pour que les systèmes de réutilisation des eaux usées qu'ils conçoivent soient sécuritaires.

Il existe deux grands groupes de maladies associées aux eaux usées et attribuables à l'utilisation agricole des eaux usées (tableau 3.1) dont les directives et ce chapitre tiennent compte :

- les maladies virales, bactériennes et protozoaires, pour lesquelles les risques sanitaires sont déterminés par l'évaluation quantitative des risques microbiens (EQRM) ;
- les maladies helminthiques, pour lesquelles les directives établissent une valeur recommandée en s'appuyant sur des études épidémiologiques.

La base de la protection de la santé humaine dans les directives est que le fardeau supplémentaire de la maladie, en raison de maladies virales, bactériennes et protozoaires découlant du travail dans des champs irrigués avec des eaux usées

Tableau 3.1 CLASSIFICATION DES MALADIES LIÉES
À L'AGRICULTURE IRRIGUÉE AVEC DES EAUX USÉES

Catégorie	Caractéristiques de transmission environnementales	Exemples majeurs d'infection	Groupes d'exposition en agriculture urbaine et risques relatifs d'infection
Maladies fécales-orales non bactériennes	Non latentes ^a Persistance faible à moyenne ^b Incapables de se multiplier Infectiosité élevée	Virales : Hépatites A et E Diarrhée à rotavirus Diarrhée à norovirus	Travailleurs agricoles : + ^c Consommateurs : +++
		Protozoaires : Amibiase Cryptosporidiose Giardiase Cyclosporiase	
Maladies fécales-orales bactériennes	Non latentes Persistance moyenne à élevée Capables de se multiplier Infectiosité moyenne à faible	Campylobactériose Choléra Infection à <i>E. coli</i> pathogène Salmonellose Shigellose	Travailleurs agricoles : + Consommateurs : +++
Géohelminthiases	Latentes Très persistantes Incapables de se multiplier Infectiosité très élevée	Ascariidiose Ankylostomiase Trichurose	Travailleurs agricoles : +++ Consommateurs : +++

+++ risque élevé ; ++ risque moyen ; + risque faible (ces risques portent sur l'utilisation d'eaux usées non traitées. Des mesures de contrôle de traitement et post-traitement pour la protection de la santé peuvent réduire ces risques au niveau tolérable de $\leq 10^{-3}$ par personne par année, tel que mentionné plus bas.)

^a La latence est la durée à l'extérieur de l'hôte humain nécessaire pour que le pathogène devienne infectant.

^b La persistance est la durée pendant laquelle le pathogène peut survivre dans l'environnement à l'extérieur d'un hôte humain.

^c Il convient de remarquer que les travailleurs agricoles sont généralement aussi des consommateurs.

Source : Feachem et coll. (1983).

ou de la consommation de cultures irriguées avec des eaux usées ne devrait pas dépasser 10^{-6} AVCI perdues par personne par année (voir l'encadré 3.1). Ce niveau de protection de la santé a été utilisé par l'OMS dans ses directives de 2004 sur la qualité de l'eau potable (OMS, 2004), et donc, les risques pour la santé qui découlent de l'utilisation des eaux usées en agriculture sont les mêmes que ceux associés à la consommation de l'eau potable entièrement traitée – c'est fondamentalement ce que les consommateurs veulent, puisqu'ils s'attendent à ce que les aliments qu'ils mangent soient aussi sûrs que l'eau qu'ils boivent.

Pour les maladies virales, bactériennes et protozoaires, ce fardeau supplémentaire tolérable de la maladie de 10^{-6} AVCI perdues pppa se « traduit » par des risques tolérables de maladies et d'infections que voici :

$$\text{Risque tolérable de maladie pppa} = \frac{\text{Perte d'AVCI tolérable pppa (i.e., } 10^{-6})}{\text{Perte d'AVCI par cas de maladie}} \quad 3.1$$

$$\text{Risque tolérable d'infection pppa} = \frac{\text{Nombre tolérable de maladie pppa}}{\text{Ratio maladie/infection}} \quad 3.2$$

Encadré 3.1 ANNÉES DE VIE CORRIGÉES DE L'INCAPACITÉ (AVCI)

Les AVCI représentent une mesure de la santé d'une population ou le fardeau de la maladie causé par une maladie ou un facteur de risque précis. Les AVCI tentent de mesurer le temps perdu pour cause d'incapacité ou de décès découlant d'une maladie par rapport à une longue vie sans incapacité en l'absence de la maladie. Les AVCI sont calculées en ajoutant les années de vie perdues (AVP) découlant d'un décès prématuré aux années vécues avec une incapacité (AVI). Les années de vie perdues sont calculées à partir des taux de mortalité par âge et les espérances de vie types d'une population donnée. Les AVI sont calculées à partir du nombre de cas multiplié par la durée moyenne de la maladie et un indice de gravité allant de 1 (décès) à 0 (parfaite santé) selon la maladie (par exemple, la diarrhée aqueuse a un indice de gravité de 0,09 à 0,12 selon le groupe d'âge) (Murray et Lopez, 1996; Prüss et Havelaar, 2001).

Les AVCI constituent un outil important pour comparer les résultats de santé parce qu'elles tiennent compte non seulement des effets aigus pour la santé, mais également des effets tardifs et chroniques, notamment la morbidité et la mortalité (Bartram et coll., 2001). Ainsi, lorsque le risque est décrit en AVCI, différents résultats de santé (par exemple, le cancer de l'estomac et la giardiose) peuvent être comparés et on peut établir une priorité dans les décisions de gestion des risques. Ainsi, les AVCI perdues par cas de campylobactériose dans le tableau 3.1 comprennent les ajustements nécessaires pour la survenue du syndrome de Guillain-Barré (qui est un trouble inflammatoire des nerfs périphériques, pouvant mener à la paralysie, et qui survient dans environ 1 cas sur 1 000 de campylobactériose).

Le fardeau supplémentaire tolérable de la maladie de 10^{-6} AVCI perdues adopté dans les directives signifie qu'une ville d'un million de personnes souffre collectivement de la perte d'une AVCI par année. La plus grande perte d'AVCI par cas de maladie diarrhéique dans le tableau 3.2 est de $2,6 \times 10^{-2}$, pour les maladies à rotavirus dans les pays en développement. En supposant que les recommandations des directives sont entièrement respectées, cela signifie que le nombre tolérable de cas de maladies à rotavirus qui découlent de la consommation d'aliments irrigués avec des eaux usées dans cette ville d'un million de personnes dans un pays en développement est le suivant :

$$\frac{1 \text{ perte d'AVCI par année}}{2,6 \times 10^{-2} \text{ perte d'AVCI par cas}} = 38 \text{ cas par année} \quad 3.3$$

Le risque qu'une personne qui habite dans cette ville développe une diarrhée à rotavirus dans n'importe quelle année est (38×10^{-6}) – soit $3,8 \times 10^{-5}$, qui représente le risque tolérable de maladie à rotavirus par personne par année dans les pays en développement, tel qu'indiqué dans le tableau 3.2.

Trois pathogènes de «référence» ont été sélectionnés : le rotavirus, qui est un pathogène viral ; le *Campylobacter*, un pathogène bactérien ; et le *Cryptosporidium*, un pathogène protozoaire. Le tableau 3.2 donne les pertes d'AVCI par cas de diarrhée à rotavirus, campylobactériose et cryptosporidiose ainsi que les rapports maladie/infection correspondants. (Un meilleur pathogène viral de référence serait maintenant le norovirus, pour lequel de nouvelles données dose-réponse sont dorénavant disponibles. Voir le chapitre 5.)

À partir des données du tableau 3.2, une valeur de «calcul» de 10^{-4} pppa a été choisie pour le risque tolérable de maladie à rotavirus et de 10^{-3} pppa pour le risque tolérable d'infection à rotavirus correspondant. Le premier est extrêmement sécuritaire, puisqu'il est d'un ordre de grandeur de trois à quatre fois inférieur à l'incidence actuelle de maladies diarrhéiques dans le monde (tableau 3.3).

Tableau 3.2 PERTES D'AVCI, RISQUES DE MALADIES, RAPPORTS MALADIE/INFECTION ET RISQUES D'INFECTIONS TOLÉRABLES POUR LES ROTAVIRUS, LES CAMPYLOBACTER ET LES CRYPTOSPORIDIUM

Pathogène	AVCI perdues par cas de maladie	Risque tolérable de maladie pppa équivalent à 10^{-6} AVCI perdues pppa ^a	Rapport maladie/infection	Risque tolérable d'infection pppa ^b
Rotavirus : (1) PI ^c	$1,4 \times 10^{-2}$	$7,1 \times 10^{-5}$	0,05 ^d	$1,4 \times 10^{-3}$
Rotavirus : (2) PD ^c	$2,6 \times 10^{-2}$	$3,8 \times 10^{-5}$	0,05 ^d	$7,7 \times 10^{-4}$
<i>Campylobacter</i>	$4,6 \times 10^{-3}$	$2,2 \times 10^{-4}$	0,7	$3,1 \times 10^{-4}$
<i>Cryptosporidium</i>	$1,5 \times 10^{-3}$	$6,7 \times 10^{-4}$	0,3	$2,2 \times 10^{-3}$

^a Risque tolérable de maladie = 10^{-6} AVCI perdues par personne par année (pppa) ÷ AVCI perdues par cas de maladie.
^b Risque tolérable d'infection = risque de maladie ÷ rapport maladie/infection.
^c PI, pays industrialisés ; PD, pays en développement.
^d En ce qui concerne les pays en développement, les AVCI perdues par mortalité au rotavirus ont été réduites de 95 pour cent pour ne pas tenir compte des décès chez les enfants de moins de deux ans qui ne sont pas exposés aux aliments irrigués avec des eaux usées. Le rapport maladie/infection pour les rotavirus est faible, car l'immunité est principalement développée à l'âge de trois ans.

Source : Les valeurs d'AVCI de Havelaar et Melse (2003).

Tableau 3.3 INCIDENCE DES MALADIES DIARRHÉIQUES (MD) PPPA EN 2000 PAR RÉGION ET PAR ÂGE

Région	Incidence des MD pour tous les âges	Incidence des MD chez les enfants de 0 à 4 ans	Incidence des MD chez les personnes de 5 à 80 ans et plus
Pays industrialisés	0,2	0,2-1,7	0,1-0,2
Pays en développement	0,8-1,3	2,4-5,2	0,4-0,6
Moyenne mondiale	0,7	3,7	0,4

Source : Mathers et coll. (2002).

■ 1. ÉVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES MICROBIENS

Les directives ont adopté une approche d'EQRN normalisée (Haas et coll., 1999) pour l'analyse des risques associée à la méthode de 10 000 itérations de Monte Carlo (Mara et coll., 2007). Les équations de base sont :

Modèle exponentiel dose-réponse (pour *Cryptosporidium*) :

$$P_I(d) = 1 - \exp(-rd) \quad 3.4$$

Modèle dose-réponse Bêta-Poisson (pour rotavirus et *Campylobacter*) :

$$P_I(d) = 1 - [1 + (d/N_{50}) (2^{1/\alpha} - 1)]^{-\alpha} \quad 3.5$$

Risque annuel d'infection :

$$P_{I(A)}(d) = 1 - [1 - P_I(d)]^n \quad 3.6$$

$P_I(d)$ est le risque d'infection d'une personne exposée à une dose unique de pathogènes d – c'est-à-dire, le nombre de pathogènes ingéré à n'importe quelle occasion ; $P_{I(A)}(d)$ est le risque annuel d'infection d'une personne découlant de n expositions par année à la dose unique de pathogènes d ; N_{50} est la dose infectieuse médiane ; et α et r sont les « constantes d'infectiosité » des pathogènes – pour rotavirus, $N_{50} = 6,17$ et $\alpha = 0,253$, pour *Campylobacter*, $N_{50} = 896$ et $\alpha = 0,145$ et pour *Cryptosporidium*, $r = 0,0042$ (Haas et coll., 1999).

Dans la pratique, les équations 3.4, 3.5 et 3.6 sont utilisées comme suit :

- $P_{I(A)}(d)$ dans l'équation 3.4 est établie à égalité avec 10^{-3} pppa (le risque tolérable d'infection au rotavirus).
- Le nombre de journées d'exposition (n dans l'équation 3.6) est déterminé (ou sélectionné) – par exemple pour la consommation de laitue sur des jours alternés $n = 365/2$.
- $P_I(d)$ est ensuite calculé à partir de l'équation 3.6 (par exemple pour $n = 365/2$, $P_I(d) = 5,5 \times 10^{-6}$ par personne par exposition).
- Pour cette valeur de $P_I(d)$, d est calculé à partir soit de l'équation 3.4 ou de l'équation 3.5.
- Cette dose d représente le nombre de pathogènes ingérés avec la laitue (ou d'autres cultures) en supposant qu'elle se trouve dans n'importe quel volume d'eaux usées traitées qui reste sur la laitue (ou une autre culture) après l'irrigation – par exemple, Shuval et coll. (1997) ont trouvé que 11 ml demeurait sur 100 g de laitue.
- Ce nombre de pathogènes (par exemple par 11 ml) s'exprime par litre et, en sachant le nombre de pathogènes par litre d'eaux usées non traitées, la réduction logarithmique requise (en fait la réduction « \log_{10} » requise) des pathogènes est déterminée.

Cette réduction logarithmique requise des pathogènes est obtenue à l’aide d’une combinaison de traitements des eaux usées et de mesures de contrôle post-traitement pour la protection de la santé détaillées dans le tableau 3.4.

Tableau 3.4 MESURES DE CONTRÔLE POST-TRAITEMENT
POUR LA PROTECTION DE LA SANTÉ
ET RÉDUCTIONS CONNEXES DES PATHOGÈNES

Mesure de contrôle	Réduction des pathogènes (unités logarithmiques)	Notes
Irrigation au goutte à goutte	2 à 4	Réduction de deux unités logarithmiques pour les plantes basses, et réduction de quatre unités logarithmiques pour les cultures à haute croissance.
Mortalité massive des pathogènes	0,5 à 2 par jour	Mortalité massive après la dernière irrigation avant la récolte (la valeur varie selon le climat, le type de culture, etc.).
Lavage des produits	1	Lavage des laitues, des légumes et des fruits avec de l’eau propre.
Désinfection des produits	3	Lavage de la laitue, des légumes et des fruits avec une solution désinfectante faible, puis rinçage avec de l’eau propre.
Épluchage des produits	2	Fruits, plantes racines.

Source : Figure de réduction associée à la désinfection des produits de Amoah et coll. (2007).

1.1. Simulations des risques de Monte Carlo

En règle générale, il y a un certain degré d’incertitude au sujet des valeurs des paramètres utilisés pour déterminer les réductions logarithmiques des pathogènes – par exemple, il est peu probable qu’il reste toujours exactement 11 ml d’eaux usées sur 100 g de laitue après l’irrigation. Par conséquent, pour tenir compte de cette incertitude, il est préférable d’attribuer une série de valeurs à chaque paramètre (par exemple, 10 à 15 ml d’eaux usées demeurent sur 100 g de laitue après l’irrigation), plutôt qu’une seule valeur « fixe » (par exemple exactement 11 ml), bien qu’on puisse attribuer une valeur fixe à n’importe quel paramètre si on le souhaite. Un programme informatique sélectionne ensuite au hasard une valeur pour chaque paramètre à partir de la série de valeurs indiquées pour elle et détermine les risques qui en découlent². Le programme répète ce processus un très grand nombre de fois (habituellement pour un total de 10 000 fois), puis il détermine le risque annuel d’infection médian. Le grand nombre de répétitions permet d’enlever en partie l’incertitude associée aux valeurs des paramètres

2. Les programmes informatiques de la méthode d'EQRМ-Monte Carlo utilisés pour les directives de 2006 sont accessibles à la page suivante : <<http://www.personal.leeds.ac.uk/~cen6ddm/QMRA.html>>.

et rend les résultats produits par les simulations de Monte Carlo beaucoup plus robustes, bien qu'évidemment ils sont aussi bons que les hypothèses retenues. Le chapitre 5 décrit une méthode améliorée pour déterminer les risques annuels d'infection.

■ 2. IRRIGATION RESTREINTE

Le scénario d'exposition élaboré dans les directives pour l'irrigation restreinte est l'ingestion involontaire des poussières du sol par les personnes qui travaillent, ou les jeunes enfants qui jouent, dans des champs irrigués avec des eaux usées. Il s'agit d'un scénario probable, puisque le sol saturé d'eaux usées pourrait contaminer les doigts des travailleurs ou des enfants et que certains pathogènes peuvent être transmis à leur bouche et être ainsi ingérés. La quantité de sol ingérée involontairement de cette manière a été signalée (mais pas spécifiquement pour ce scénario d'irrigation restreinte) comme pouvant atteindre 100 mg par personne par journée d'exposition (Haas et coll., 1999; OMS, 2001). Deux sous-scénarios ont été étudiés: (a) l'agriculture hautement mécanisée et (b) l'agriculture à forte intensité de main-d'œuvre. Le premier représente l'exposition dans les pays industrialisés où les travailleurs agricoles labourent, sèment et récoltent généralement à l'aide de tracteurs et de matériel connexe et où on s'attend à ce qu'ils portent des gants et qu'ils soient habituellement conscients de l'importance de l'hygiène lorsqu'ils travaillent dans des champs irrigués avec des eaux usées. Le deuxième représente les pratiques agricoles des pays en développement dans les situations où les tracteurs ne sont pas utilisés et où les gants ne sont pas portés (et souvent les chaussures), et où il n'y a généralement pas de promotion de l'hygiène.

2.1. Agriculture à forte intensité de main-d'œuvre

Les résultats des simulations des risques de l'EQRМ et de Monte Carlo sont donnés dans le tableau 3.5 pour différentes qualités d'eaux usées (exprimés comme une série logarithmique des quantités d'*E. coli* par 100 ml) et pour une exposition de 300 jours par année (la note du tableau 3.5 donne la série de valeurs attribuées à chaque paramètre). On peut constater que le risque médian d'infection à rotavirus est de 10^{-3} pppa pour une qualité d'eaux usées de 10^3 – 10^4 *E. coli* par 100 ml. Ainsi, le risque d'infection tolérable à rotavirus de 10^{-3} pppa est atteint par une réduction de quatre unités logarithmiques – c'est-à-dire de 10^7 – 10^8 à 10^3 – 10^4 *E. coli* par 100 ml. Le tableau montre aussi que les risques d'infection à *Campylobacter* et à *Cryptosporidium* sont tous inférieurs à ceux pour l'infection à rotavirus.

Tableau 3.5 IRRIGATION RESTREINTE : RISQUES MÉDIANS D'INFECTION PAR L'INGESTION DE SOLS CONTAMINÉS PAR LES EAUX USÉES DANS UNE AGRICULTURE À FORTE INTENSITÉ DE MAIN-D'ŒUVRE AVEC UNE EXPOSITION DE 300 JOURS PAR ANNÉE^a

Qualité du sol (<i>E. coli</i> par 100g) ^b	Rotavirus	Risque médian d'infection pppa à <i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>
10 ⁷ –10 ⁸	0,99	0,50	1,4 × 10 ⁻²
10 ⁶ –10 ⁷	0,88	6,7 × 10 ⁻²	1,4 × 10 ⁻³
10 ⁵ –10 ⁶	0,19	7,3 × 10 ⁻³	1,4 × 10 ⁻⁴
10 ⁴ –10 ⁵	2,0 × 10 ⁻²	7,0 × 10 ⁻⁴	1,3 × 10 ⁻⁵
10 ³ –10 ⁴	1,8 × 10 ⁻³	6,1 × 10 ⁻⁵	1,4 × 10 ⁻⁶
100–1000	1,9 × 10 ⁻⁴	5,6 × 10 ⁻⁶	1,4 × 10 ⁻⁷

^a Évalués grâce à 10 000 simulations de Monte Carlo. Hypothèses : 10–100 mg de sol ingéré par personne par jour pendant 300 jours par année ; 0,1–1 rotavirus et *Campylobacter*, et 0,01–0,1 oocyte de *Cryptosporidium*, par 10⁵ *E. coli* ; $N_{50} = 6,7 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,253 \pm 25\%$ pour le rotavirus ; $N_{50} = 896 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,145 \pm 25\%$ pour le *Campylobacter* ; $r = 0,0042 \pm 25\%$ pour le *Cryptosporidium*. Aucune mortalité massive des pathogènes (comme scénario le plus défavorable).
^b On assume que la qualité des eaux usées est la même que celle du sol – c'est-à-dire qu'on suppose que le sol est, comme scénario le plus défavorable, saturé d'eaux usées.

Source : Mara et coll., 2007.

2.2. Agriculture hautement mécanisée

Les risques simulés pour différentes qualités d'eaux usées et pour une exposition de 100 jours par année sont énumérés dans le tableau 3.6, qui montre qu'une réduction de 3 unités logarithmiques, de 10⁷–10⁸ à 10⁴–10⁵ *E. coli* par 100 ml, est nécessaire pour atteindre le risque tolérable d'infection à rotavirus de 10⁻³ pppa.

Tableau 3.6 IRRIGATION RESTREINTE : RISQUES MÉDIANS D'INFECTION PAR L'INGESTION DE SOLS CONTAMINÉS PAR LES EAUX USÉES DANS UNE AGRICULTURE HAUTEMENT MÉCANISÉE AVEC UNE EXPOSITION DE 100 JOURS PAR ANNÉE^a

Qualité du sol (<i>E. coli</i> par 100g) ^b	Rotavirus	Risque médian d'infection pppa à <i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>
10 ⁶ –10 ⁷	6,8 × 10 ⁻²	1,9 × 10 ⁻³	4,7 × 10 ⁻⁵
10 ⁵ –10 ⁶	6,7 × 10 ⁻³	1,9 × 10 ⁻⁴	4,6 × 10 ⁻⁶
10 ⁴ –10 ⁵	6,5 × 10 ⁻⁴	2,3 × 10 ⁻⁵	4,6 × 10 ⁻⁷
10 ³ –10 ⁴	6,8 × 10 ⁻⁵	2,4 × 10 ⁻⁶	5,0 × 10 ⁻⁸
100–1000	6,3 × 10 ⁻⁶	2,2 × 10 ⁻⁷	≤ 1 × 10 ⁻⁸

^a Évalués grâce à 10 000 simulations de Monte Carlo. Hypothèses : 10–100 mg de sol ingéré par personne par jour pendant 100 jours par année ; 0,1–1 rotavirus et *Campylobacter*, et 0,01–0,1 oocyte de *Cryptosporidium*, par 10⁵ *E. coli* ; $N_{50} = 6,7 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,253 \pm 25\%$ pour le rotavirus ; $N_{50} = 896 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,145 \pm 25\%$ pour le *Campylobacter* ; $r = 0,0042 \pm 25\%$ pour le *Cryptosporidium*. Aucune mortalité massive des pathogènes (comme scénario le plus défavorable).
^b On assume que la qualité des eaux usées est la même que celle du sol – c'est-à-dire qu'on suppose que le sol est, comme scénario le plus défavorable, saturé d'eaux usées.

Source : Mara et coll., 2007.

3. IRRIGATION NON RESTREINTE

Les scénarios d'exposition utilisés dans les directives pour l'irrigation non restreinte sont la consommation de laitues irriguées avec des eaux usées (Shuval et coll., 1997) et la consommation d'oignons irrigués avec des eaux usées (une feuille et un légume-racine, respectivement).

3.1. Simulations des risques

Pour l'irrigation non restreinte, une approche légèrement différente a été adoptée. Le programme d'EQR-Monte Carlo a déterminé les réductions logarithmiques nécessaires de rotavirus pour différents niveaux de risque annuel tolérable d'infection à rotavirus. Les résultats, présentés dans le tableau 3.7, montrent que pour le risque tolérable d'infection à rotavirus de 10^{-3} pppa, les réductions nécessaires de pathogènes sont de six unités logarithmiques pour les cultures autres que les légumes-racines et de sept unités logarithmiques pour les légumes-racines. Le tableau montre également que la consommation de plantes racines nécessite une réduction de une unité logarithmique de pathogènes de plus que la consommation de cultures autres que les légumes-racines, et que les réductions de pathogènes requises changent d'un ordre de grandeur avec chaque changement d'ordre de grandeur du risque tolérable.

Tableau 3.7 IRRIGATION NON RESTREINTE : RÉDUCTIONS NÉCESSAIRES DES PATHOGÈNES POUR DIVERS NIVEAUX DE RISQUE TOLÉRABLE D'INFECTION À ROTAVIRUS DÉCOULANT DE LA CONSOMMATION DE LAITUE ET D'OIGNONS IRRIGUÉS AVEC DES EAUX USÉES^a

Niveau de risque tolérable d'infection à rotavirus (pppa)	Niveau nécessaire correspondant de réduction des rotavirus (unités logarithmiques)	
	Laitue	Oignons
10^{-2}	5	6
10^{-3}	6	7
10^{-4}	7	8

^a Évalués grâce à 10 000 simulations de Monte Carlo. Hypothèses : 100 g de laitue et d'oignons mangés par personne par deux jours ; 10^{-5} ml et 1–5 ml d'eaux usées qui restent après l'irrigation sur la laitue et les oignons, respectivement ; et 0,1–1 rotavirus par 10^6 *E. coli* ; $N_{50} = 6,17 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,253 \pm 25\%$. Aucune mortalité massive des pathogènes.

Source : Mara et coll., 2007.

Cette réduction de six à sept unités logarithmiques pour l'irrigation non restreinte s'obtient mieux par une réduction de trois à quatre unités logarithmiques grâce au traitement des eaux usées, comme requis par l'irrigation restreinte, à laquelle s'ajoute une réduction de deux à quatre unités logarithmiques grâce aux mesures de contrôle post-traitement pour la protection de la santé (tableau 3.4). Ces mesures de contrôle post-traitement pour la protection de la santé sont extrêmement fiables : par essence, elles ont toujours lieu.

■ 4. VÉRIFICATION ÉPIDÉMIOLOGIQUE DE L'APPROCHE D'EQRМ

Mara et coll. (2007) ont utilisé les données de terrain rapportées par Blumenthal et coll. (2003) sur les incidences de maladies diarrhéiques parmi les travailleurs agricoles et les consommateurs dans la vallée du Mezquital, au Mexique, afin d'obtenir des estimations d'EQRМ des risques d'infection à rotavirus durant la saison sèche de cinq mois. Il a été constaté que, si les hypothèses utilisées dans les simulations des risques d'EQRМ-Monte Carlo correspondaient étroitement aux conditions sur le terrain, la concordance entre les incidences observées de maladies diarrhéiques et le risque d'infection à rotavirus simulé étaient très proches à la fois pour les travailleurs agricoles et les consommateurs (tableau 3.8).

■ 5. ŒUFS D'HELMINTHES

La recommandation des directives est que les eaux usées utilisées en agriculture devraient contenir ≤ 1 œuf d'helminthe par litre. Les helminthes mentionnés ici sont les nématodes intestinaux de l'homme : *Ascaris lumbricoïdes* (ascaris de l'homme), *Trichuris trichiura* (trichocéphale de l'homme) et *Ancylostoma duodenale* et *Necator americanus* (ankylostomes de l'homme); Feachem et coll. (1983) donnent des détails sur les maladies qu'ils causent et sur leurs cycles de vie.

Cette recommandation est la même que celle énoncée dans les directives de 1989 (OMS, 1989), mais avec deux différences importantes : elle repose maintenant sur des preuves épidémiologiques qui révèlent que ≤ 1 œuf par litre protège les adultes, mais pas les enfants de moins de 15 ans (Blumenthal et coll., 2000); et que lorsque les enfants de moins de 15 ans sont exposés, il faut avoir des mesures de contrôle supplémentaires, comme le déparasitage régulier (par leurs parents ou à l'école).

Le chapitre 5 détaille la méthode d'EQRМ-Monte Carlo pour évaluer les risques d'infection à *Ascaris*.

Tableau 3.8 COMPARAISON ENTRE LES INCIDENCES OBSERVÉES DE MALADIES DIARRHÉIQUES ET LES RISQUES PRÉVUS D'INFECTION À ROTAVIRUS DANS LA VALLÉE DU MEZQUITAL (MEXIQUE)

Scénario d'irrigation	Qualité des eaux usées (<i>E. coli</i> par 100 ml)	Incidence observée de maladies diarrhéiques par personne aux cinq mois	Risque médian estimé d'infection à rotavirus par personne aux cinq mois
Irrigation restreinte	10^3 – 10^5	0,37	0,33 ^a
Irrigation non restreinte	10^3 – 10^5	0,38	0,39 ^b

^a Hypothèses : la qualité du sol par 100 g assumée comme étant de la même qualité que celle des eaux usées par 100 ml ; 10–100 mg de sol ingéré par personne par jour pendant 65 jours en cinq mois ; 0,1–1 rotavirus par 10^5 *E. coli* ; $ID_{50} = 6,7 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,253 \pm 25\%$. Aucune mortalité massive des pathogènes.

^b Hypothèses : 100 g d'oignons consommés par personne par semaine pendant cinq mois ; 1–5 ml d'eaux usées qui restent sur 100 g d'oignons après l'irrigation ; 0,1–1 rotavirus par 10^5 *E. coli* ; mortalité massive de 0–1 unité logarithmique de rotavirus entre la récolte et la consommation ; $ID_{50} = 6,7 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,253 \pm 25\%$.

Source : Mara et coll. (2007).

■ 6. SOMMAIRE DES RECOMMANDATIONS DES DIRECTIVES

Les directives de 2006 de l'OMS font des recommandations, soit expressément ou implicitement :

- Pour protéger la santé de ceux qui travaillent dans des champs irrigués avec des eaux usées contre des risques excessifs d'infections virales, bactériennes et protozoaires, il devrait y avoir une réduction de trois à quatre unités logarithmiques de pathogènes, à atteindre par le traitement des eaux usées.
- Pour protéger la santé de ceux qui consomment des cultures vivrières irriguées avec des eaux usées contre des risques excessifs d'infections virales, bactériennes et protozoaires, il devrait y avoir une réduction de six à sept unités logarithmiques de pathogènes, à atteindre par le traitement des eaux usées (une réduction de trois à quatre unités logarithmiques, comme pour l'irrigation restreinte), alliée à des mesures de contrôle post-traitement pour la protection de la santé offrant ensemble une réduction supplémentaire de deux à quatre unités logarithmiques de pathogènes.
- Pour protéger la santé de ceux qui travaillent dans les champs irrigués avec des eaux usées et ceux qui consomment des cultures vivrières irriguées avec des eaux usées contre des risques excessifs d'infections helminthiques, les eaux usées traitées devraient contenir ≤ 1 œuf de nématode intestinal humain par litre.

Ces directives sont examinées, et des recommandations sont faites pour les mettre à jour dans le chapitre 5.

■ RÉFÉRENCES

- Amoah, P. et coll. (2007). « Effectiveness of common and improved sanitary washing methods in selected cities of West Africa for the reduction of coliform bacteria and helminth eggs on vegetables », *Tropical Medicine and International Health*, n° 12 (s2), p. 40-50.
- Bartram, J., L. Fewtrell et T.-A. Stenström (2001). « Harmonised assessment of risk and risk management for water-related infectious disease : An overview », dans L. Fewtrell et coll. (dir.), *Water Quality : Guidelines, Standards and Health ; Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease*, Londres, Association internationale de l'eau (AIE) pour le compte de l'Organisation mondiale de la santé, p. 2-16.
- Blumenthal, U. J. et coll. (2000). « Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture : Recommendations for revising OMS guidelines », *Bulletin de l'Organisation mondiale de la santé*, vol. 78, n° 9, p. 1104-1116.
- Blumenthal, U. J. et coll. (2003). *Risk of Enteric Infections through Consumption of Vegetables with Contaminated River Water*, Londres, École d'hygiène publique et de médecine tropicale de Londres.
- Feachem, R. G. et coll. (1983). *Sanitation and Disease : Health Aspects of Wastewater and Excreta Management*, Chichester, John Wiley and Sons.
- Haas, C. N., J. B. Rose et C. P. Gerba (1999). *Quantitative Microbial Risk Assessment*, New York, John Wiley and Sons.

- Havelaar, A. H. et J. M. Melse (2003). *Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality: A Burden of Disease Approach*, RIVM Report n° 734301022/2003, Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Mara, D. D. et coll. (2007). « Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies », *Journal of Water and Health*, vol. 5, n° 1, p. 39-50.
- Mathers, C. D. et coll. (2002). *Global Burden of Disease 2000, Version 2: Methods and Results*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Murray, C. J. L. et A. D. Lopez (1996). *The Global Burden of Disease, Volume 1: A Comprehensive Assessment of Mortality and Disability from Diseases, Injuries, and Risk Factors in 1990 and Projected to 2020*, Cambridge, Harvard University Press.
- OMS (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*, Technical Report Series n° 778, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2001). *Depleted uranium: sources, exposure and health effects* (Report n° OMS/SDE/PHE/01.1), Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2004). *Guidelines for Drinking-Water Quality*, 3^e édition, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Prüss, A. et A. Havelaar (2001). « The global burden of disease study and applications in water, sanitation, and hygiene », dans L. Fewtrell et coll. (dir.), *Water Quality: Guidelines, Standards and Health; Assessment of Risk and Risk Management for Water-related Infectious Disease*, Londres, Association internationale de l'eau (AIE) pour le compte de l'Organisation mondiale de la santé, p. 43-59.
- Shuval, H. I., Y. Lampert et B. Fattal (1997). « Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture », *Water Science and Technology*, vol. 35, n°s 11-12, p. 15-20.

Page Laissée Vide Intentionnellement

Approches pour évaluer et établir des normes fondées sur les risques sanitaires à partir des données disponibles

*Inés Navarro, Peter Teunis, Christine Moe
et Blanca Jiménez Cisneros*

■ RÉSUMÉ

L'information sur la relation dose-réponse des pathogènes entériques d'origines hydrique et alimentaire est un composant important de toute réflexion sur les risques sanitaires pouvant être associés à la réutilisation des eaux usées, des boues ou des excréta pour la production de cultures alimentaires. Les trois sources principales d'information sur les relations dose-réponse sont : les études de provocation sur des humains, les études sur des animaux et les enquêtes épidémiologiques. L'information sur la dose-réponse des quatre pathogènes entériques représentatifs (le virus de Norwalk, *E. coli* O157:H7, *Giardia lamblia* et *Ascaris lumbricoïdes*) sont présentés à titre d'exemple. En plus des informations sur la dose-réponse, l'application de l'évaluation quantitative des risques microbiens pour étudier les risques potentiels pour la santé associés à la consommation de cultures vivrières irriguées avec des eaux usées ou fertilisées avec des biosolides nécessitent des informations sur plusieurs facteurs. Il s'agit des voies de transmission, de l'occurrence (fréquence et concentration) des pathogènes dans les eaux usées et les biosolides, de la persistance de la viabilité ou de l'infectiosité des pathogènes dans l'environnement et sur les cultures vivrières, et de la consommation des cultures (la quantité et la fréquence). Les évaluations des risques d'infection à *Giardia lamblia* et à *Ascaris* associées aux cultures vivrières selon

différents scénarios sont présentées et elles illustrent comment les directives de l'OMS et les mesures de réduction des pathogènes (tel le lavage des produits) peuvent avoir un effet important ou négligeable sur la réduction des risques d'infection associés aux cultures vivrières irriguées ou fertilisées avec des eaux usées et des biosolides.

■ INTRODUCTION

Les directives de l'OMS relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux grises (OMS, 2006) reposent sur l'élaboration et l'utilisation d'objectifs sanitaires avec comme but d'atteindre un certain niveau de protection de la santé chez une population exposée. Ce niveau de protection de la santé peut être atteint en utilisant une combinaison d'approches de gestion des risques (par exemple des restrictions pour les cultures, des techniques d'application plus sûres, le contrôle de l'exposition humaine) (OMS, 2006). Dans certains cas, il est impossible de mettre complètement en œuvre le niveau souhaité de protection à un moment donné. Pour cette raison, les directives de l'OMS suggèrent l'élaboration de règlements qui permettent une mise en œuvre progressive. Cela peut se faire au fil du temps de manière ordonnée, selon les circonstances et les ressources de chaque pays ou région. Pour atteindre cet objectif, chaque pays doit tenter d'élaborer un plan de gestion des risques axé sur le contexte local. Par exemple, dans les directives de l'OMS, une réduction générale des pathogènes de l'ordre de six à sept unités logarithmiques est utilisée comme un objectif de performance sécuritaire pour une irrigation non restreinte (voir le chapitre 2).

Afin d'ajuster l'objectif selon les pathogènes d'intérêt local et les moyens d'utilisation des eaux usées, l'évaluation quantitative des risques microbiens (EQRM) peut servir d'outil possible. La qualité de l'analyse d'EQRM est étroitement liée à la disponibilité de l'information dose-réponse. Cette information indique la relation entre l'exposition à des doses précises de pathogènes et la probabilité de développer une infection ou des symptômes chez l'hôte exposé. Les relations dose-réponse sont assujetties aux caractéristiques de virulence du pathogène, ainsi qu'aux facteurs de susceptibilité de l'hôte. Pour prévoir les risques, il faut estimer la probabilité de l'infection, conditionnelle à l'exposition, ainsi que la probabilité de la maladie (aiguë), conditionnelle à l'infection. Sans exposition, l'infection ne peut avoir lieu et, de même, sans infection, une personne ne peut pas devenir malade. Cet énoncé en apparence trivial a d'importantes conséquences pour l'évaluation quantitative des risques : si l'évaluation de l'exposition indique que la probabilité d'exposition est inférieure à un certain niveau, les probabilités d'infection, ainsi que de maladie, ne peuvent généralement pas dépasser ce niveau de risque. Certains microorganismes sont hautement infectieux, comme l'exemple du virus de Norwalk, décrit plus loin dans ce chapitre. L'exposition à des doses même faibles d'agents hautement infectieux peut être associée à un grand risque d'infection et de maladie.

L'information sur la relation dose-réponse des pathogènes d'origines hydrique et alimentaire est un composant important de toute réflexion sur les risques sanitaires pouvant être associés à l'irrigation ou à la réutilisation des eaux usées, des boues et des excréta pour la production de cultures alimentaires. Les informations disponibles sur la dose-réponse des pathogènes entériques proviennent de trois sources principales d'information: les études de provocation sur des humains, les études de provocation sur des animaux et les enquêtes sur les éclosions. Ce chapitre examinera ces sources d'information et les considérations pour leur utilisation au profit de l'évaluation des risques, en tenant compte des différents types de microorganismes préoccupants. Les informations de dose-réponse sur quatre pathogènes entériques seront présentées à titre d'exemple. La mise en pratique de la procédure de l'OMS (2006) pour élaborer des recommandations en vue de réduire les risques d'exposition aux pathogènes est la même quel que soit le type de pathogène. Par conséquent, ce chapitre décrit uniquement son application aux œufs (*Ascaris*) d'helminthes.

■ 1. ÉTUDES DE PROVOCATION SUR LES HUMAINS

L'information la plus fiable sur les doses-réponses provient peut-être des études de provocation sur des humains où on peut bien caractériser à la fois l'exposition et la réponse. Dans ces études, l'exposition (c'est-à-dire la dose) est contrôlée en administrant différentes dilutions d'une suspension pathogène. Cet inoculum doit subir des essais de sécurité rigoureux pour s'assurer qu'il contient uniquement le pathogène cible et pas d'autres substances nocives. En outre, la suspension doit être titrée – par culture (pour les bactéries et certains virus) et par la réaction en chaîne de la polymérase (pour certains virus), ou encore par comptage microscopique ou par comptage de particules de kystes, d'ookystes ou d'œufs (pour les parasites et les helminthes). Cependant, la quantité exacte du pathogène cible ingéré (ou inhalé pour l'exposition à l'air) dans chaque dose est inconnue, mais doit être estimée à partir des informations sur le titre de la suspension et de la dilution. Pour cette raison, l'estimation de l'exposition fait partie intégrante de l'évaluation de la dose-réponse.

Les modèles exponentiels et le modèle bêta de Poisson (voir plus bas) sont deux relations dose-réponse qui peuvent être élaborées à partir d'hypothèses biologiquement plausibles sur le processus d'infection. Les paramètres de dose-réponse les plus prometteurs pour ces modèles en ce qui concerne un certain nombre de pathogènes humains ont été résumés par Haas et Eisenberg (2001).

L'utilisation de volontaires humains limite la gamme de pathogènes dans les études de provocation sur des humains à des pathogènes relativement bénins qui entraînent des symptômes bénins qui sont soit auto-limités ou résolus par un traitement et qui ne sont pas associés à des effets néfastes pour la santé à long

terme. Ces études sont par conséquent soumises à un examen sérieux par des commissions sur l'éthique en vue d'assurer que la santé, la vie privée et les droits de la personne des volontaires soient entièrement protégés. Pour des raisons éthiques, ces études ne comptent généralement que des sujets adultes en bonne santé qui sont capables de comprendre le protocole de l'étude et de donner un consentement éclairé pour participer à l'étude. Tous les candidats volontaires font l'objet d'un examen de bonne santé et d'immunocompétence avant d'être sélectionnés pour s'assurer que les expériences n'auront pas de conséquences graves pour les personnes concernées. Les volontaires qui reçoivent l'inoculum du pathogène sont habituellement admis dans une unité de recherche clinique de manière à bien surveiller et noter leurs symptômes pour qu'ils puissent bénéficier de soins médicaux appropriés au besoin. Des échantillons des selles, des sérums, de sang total, de salive et de vomissures sont recueillis, et parfois des biopsies intestinales sont recueillies, de façon systématique avant et après, pour détecter les indicateurs d'infection. L'infection peut être caractérisée par l'excrétion du pathogène à l'étude tel que détecté dans les échantillons de selles et de vomissures ou par la réaction immunitaire, par exemple une hausse dans le sérum de pathogène spécifique ou les anticorps salivaires, ou encore la preuve d'une réaction immunitaire cellulaire.

1.1. Rôle de l'immunité

Un facteur dont on doit tenir compte à la fois dans l'évaluation quantitative des risques microbiens et l'information des études de dose-réponse des agents infectieux est le rôle de l'exposition antérieure et de l'immunité protectrice potentielle dans les études de provocation sur des humains. En ce qui concerne les pathogènes entériques communs, comme le norovirus et *Cryptosporidium*, il est probable que de nombreux candidats volontaires aient eu des infections antérieures à ces pathogènes et que cette exposition/infection ait une incidence sur la réaction de l'hôte qui subit la provocation. Dans les études sur l'infectiosité du norovirus, la présence d'anticorps spécifiques au norovirus dans le sérum est apparue comme étant une référence de susceptibilité à l'infection au norovirus et ne semblait pas offrir de protection (Lindesmith et coll., 2003). Dans les études sur l'infectiosité de *Cryptosporidium*, les volontaires qui étaient sérologiquement « naïfs » par rapport à *Cryptosporidium* étaient beaucoup plus susceptibles de développer une infection après la provocation que les volontaires qui avaient des titres mesurables plus élevés d'anticorps sériques contre *Cryptosporidium* (Teunis et coll., 2002b).

Le défi posé par l'immunité protectrice limite le transfert de modèles dose-réponse des pays industrialisés vers les pays en développement si l'exposition aux organismes pathogènes spécifiques est sensiblement différente. Un exemple est le virus de l'hépatite A, où les résultats fondés sur des modèles dose-réponse

externes sont susceptibles de surestimer le risque pour de grandes parties de la population locale qui pourraient déjà avoir eu l'infection à l'hépatite A durant l'enfance et qui ne sont plus sensibles à l'infection. L'EQRM peut relever ce défi grâce à ses calculs.

1.2. Hétérogénéité dans la virulence de la souche et la sensibilité de l'hôte

La variation dans l'infectiosité parmi différents isolats provenant de la même espèce de pathogène (génétiquement) s'est révélée considérable, au moins aussi importante que les différences entre les différentes espèces (Chen et coll., 2006; Teunis et coll., 2002a). De même, la variation dans la sensibilité à l'infection et à la maladie parmi les hôtes humains peut être importante (Teunis et coll., 2002b, 2005). Dans une étude de provocation sur le virus de Norwalk, les volontaires du groupe sanguin O étaient beaucoup plus sensibles à l'infection que ceux des autres groupes sanguins, et ceux du groupe A semblaient moins sensibles à l'infection. De plus, un groupe de volontaires complètement résistants à l'infection et à la maladie du virus de Norwalk a été observé, et cette résistance a été attribuée à des facteurs génétiques qui pourraient coder pour le site de liaison du virus (Lindesmith et coll., 2003). Enfin, il convient de remarquer que la plupart des pathogènes sont initialement identifiés lors de l'éclosion de la maladie, où les souches les plus virulentes ont tendance à être détectées et les hôtes les plus sensibles ont tendance à devenir malades. Cependant, dans les études de provocation chez les humains, les hôtes sont triés et sélectionnés en fonction de leur santé et les organismes utilisés pour les tests sont enclins à être moins virulents relativement à la maladie. Ainsi, les données provenant des poussées et des études de provocation chez les humains – qui sont malheureusement menées principalement dans les pays développés – ont tendance à représenter les côtés opposés du continuum des doses-réponses.

■ 2. AUTRES SOURCES D'INFORMATION SUR LES DOSES-RÉPONSES

Les problèmes associés à la recherche de données appropriées sur les doses-réponses, même pour les pathogènes dangereux, ont mené les évaluateurs de risques à considérer des données de substitution : des pathogènes ou des hôtes de substitution, ou les deux.

2.1. Études de provocation sur les animaux

Un agent pathogène humain peut souvent être adapté à son hôte, rendant sa réaction chez une espèce d'hôte de substitution distinctement différente de son comportement « normal » (Teunis et coll., 2004). En gardant à l'esprit que l'évaluation quantitative des risques associe non seulement les causes et les conséquences, mais tente aussi de quantifier la relation entre l'exposition et les effets

sur la santé, les études de provocation chez les animaux ne conviennent pas particulièrement pour fournir de l'information sur les doses-réponses chez les humains. De plus, dans certains cas où il existe des données sur l'infectiosité chez les animaux et les humains, elles ne semblent pas concorder. Par exemple, des données provenant de souris immunodéficientes et de volontaires humains pour *Cryptosporidium* ont révélé des similitudes surprenantes (Teunis et coll., 2002b; Yang et coll., 2000), tandis que des données sur les lapins et les poussées d'infection à *E. coli* pathogène chez les humains ont révélé une très faible concordance (Haas et coll., 2000; Teunis et coll., 2004).

2.2. Informations provenant d'enquêtes épidémiologiques

De récentes études ont tenté d'utiliser des enquêtes épidémiologiques comme source d'information sur les doses-réponses (DuPont et coll., 1995; Navarro et coll., 2009). Peu de flambées ont été suffisamment documentées pour soutenir une telle analyse puisque non seulement il faut connaître la population exposée et concernée (malade, infectée), mais il faut également avoir une certaine connaissance de l'exposition. Pour un petit sous-groupe de toutes les flambées signalées, cette information est accessible, et une forme nouvelle de méta-analyse peut être réalisée. Même une seule flambée peut fournir des informations utiles (Teunis et coll., 2004, 2005). Une évaluation des doses-réponses utilisant plusieurs flambées différentes doit tenir compte des niveaux additionnels de variation entre les épidémies (Takumi et coll., 2009; Teunis et coll., 2008). Un modèle dose-réponse multiniveau convient mieux pour décrire de telles données et peut tenir compte des différences dans les conditions d'exposition et les différences des propriétés intrinsèques des pathogènes et des hôtes.

■ 3. EXEMPLES D'INFORMATION SUR LES DOSES-RÉPONSES DE PATHOGÈNES ENTÉRIQUES SÉLECTIONNÉS

3.1. Norovirus

Les norovirus sont probablement la cause la plus courante de gastro-entérites épidémiques aiguës non bactériennes et peuvent être transmis par des aliments, de l'eau, des surfaces et des mains contaminés par des matières fécales. Les norovirus sont des pathogènes particulièrement préoccupants pour la qualité des produits. Plusieurs flambées multipays de norovirus associées à des framboises provenant de Chine ou d'Europe de l'Est qui ont été irriguées avec des eaux agricoles contaminées ont été décrites (Hjertqvist et coll., 2006). De nombreuses flambées de norovirus ont été associées à des salades et à des fruits coupés (Gallimore et coll., 2005; Herwaldt et coll., 1994). La plupart de ces éclosions ont été attribuées à la contamination des produits causée par un contact avec des personnes infectées qui manipulent les aliments, mais il est possible que certaines

de ces flambées découlent aussi de produits qui sont devenus contaminés dans les champs ou pendant la récolte et le transport. Des faits obtenus lors des épidémies suggèrent que ces virus sont assez persistants dans l'environnement et qu'ils sont très infectieux.

L'infectiosité du virus de Norwalk, un prototype de norovirus, a été examinée dans une série d'études de provocation sur les humains (Teunis et coll., 2008a). Des données provenant de ces études ont été utilisées pour construire un modèle dose-réponse (figure 4.1). Un modèle à occurrence unique pour l'infection microbienne a été ajusté pour l'agrégation des virus en réalisant une analyse conjointe des études de provocation avec des inoculums agrégés et désagrégés de virus. Les paramètres du modèle (alpha, bêta) décrivent une distribution bêta de l'unité d'infectiosité (le virion) et indiquent que le virus de Norwalk est l'agent le plus infectieux jamais décrit. La dose infectieuse médiane a été estimée à 18 copies du génome du virus (telle que mesurée par une RT-PCR quantitative en temps réel), et le virus était très infectieux à faibles doses (une probabilité moyenne d'infection d'environ 50 pour cent pour un seul génome de virus), ce qui est particulièrement pertinent en ce qui a trait à la contamination environnementale des produits. De plus, ces études de provocation ont révélé des différences dans la sensibilité de l'hôte et l'immunité protectrice potentielle par le biais d'une réaction immunitaire de la muqueuse (Lindesmith et coll., 2003). À des doses très élevées testées, le taux d'infection semblait se stabiliser à environ 75 pour cent (figures 4.1a et 4.1b), ce qui suggère qu'une certaine partie de la population peut être protégée de l'infection.

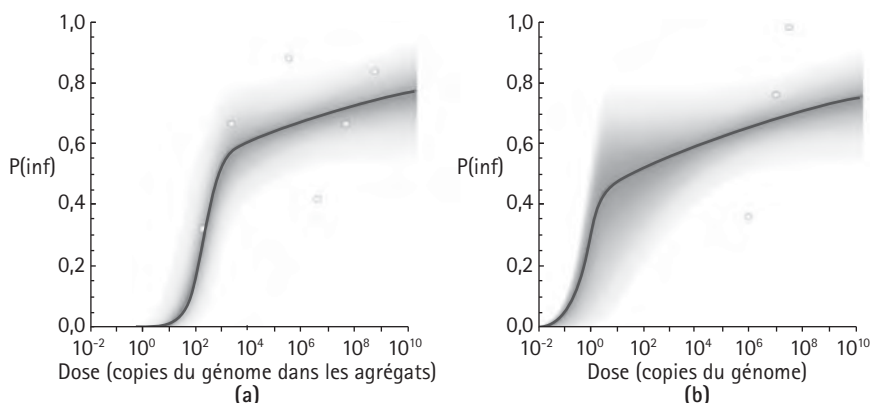
3.2. *E. coli* O157:H7

E. coli O157:H7 a aussi été associé à un certain nombre d'épidémies causées par des produits contaminés. En 2006, une grande éclosion causée par *E. coli* O157:H7 ayant touché plusieurs États américains a été liée à la consommation d'épinards frais et comptait plus de 200 cas confirmés en laboratoire (Wendel et coll., 2009). Le modèle dose-réponse pour *E. coli* O157:H7 (figure 4.2) montre que l'infectiosité de ce pathogène présente une variation considérable entre les poussées, mais qu'elle est susceptible d'être élevée (environ un pour cent de probabilité d'infection pour une seule unité formatrice de colonie). L'exposition à des doses même faibles de *E. coli* O157:H7 est associée à des risques inacceptablement élevés d'infection et de maladie diarrhéique aiguë (Teunis et coll., 2008b). Puisqu'une telle infection peut également entraîner des séquelles graves, comme le syndrome hémolytique et urémique (SHU), notamment chez les enfants, la présence de ce pathogène doit être considérée comme un risque important en tout temps.

Un modèle à occurrence unique pour l'infection microbienne a été ajusté pour l'incertitude due à l'hétérogénéité de l'exposition rencontrée durant l'éclosion. Le modèle a été analysé dans un cadre hiérarchique (à deux niveaux) pour permettre une variation à l'intérieur et entre les éclosions, et pour prévoir l'infectiosité de ce pathogène en généralisant parmi toutes les éclosions incluses.

Figure 4.1 **RELATION DOSE-RÉPONSE POUR L'INFECTION PAR LE VIRUS DE NORWALK DANS UNE ÉTUDE DE PROVOCATION SUR DES HUMAINS**

Modèle ajusté conjointement à (a) un inoculum primaire agrégé et (b) à un inoculum secondaire dispersé, obtenus auprès d'un volontaire infecté par l'inoculum primaire. Les graphiques montrent les fractions infectées observées, la relation dose-réponse qui convient le mieux et l'incertitude dans les probabilités d'infection prévues « $P(\text{inf})$ », comme la densité



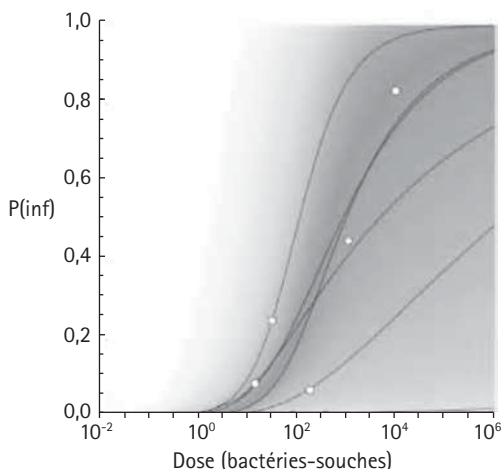
Source : Teunis et coll. (2008b).

L'infectiosité prévue s'est exprimée comme une infectiosité à unité unique et à distribution bêta, avec des paramètres (α , β). La figure 4.2 indique les fractions infectées observées; les meilleurs ajustements des relations dose-réponse pour chaque éclosion; et l'incertitude dans les probabilités d'infection prévues (comme la densité).

3.3. Protozoaires

Des exemples de modèles d'infection pour *Giardia* et *Cryptosporidium* mis en pratique dans les pays industrialisés se trouvent dans Rose et coll. (1991) et Teunis et coll. (2002a, 2002b). La prévalence de la giardiose varie généralement entre deux et cinq pour cent des personnes des pays industrialisés (Farthing, 1993). Dans les cent (Medicine Health, 2009) et peu d'études ont été réalisées pour quantifier les risques, notamment par rapport au *Cryptosporidium*. Ainsi, compte tenu de pays en développement, la prévalence de la giardiose peut atteindre 20 à 30 pour l'importance du *Giardia* pour la santé publique dans les pays en développement, les applications d'EQRM sont illustrées, en tenant compte du fait que : la réaction

Figure 4.2 RELATION DOSE-RÉPONSE POUR *E. COLI* O157:H7 FONDÉE SUR HUIT ÉCLOSIONS DIFFÉRENTES À L'AIDE D'UN MODÈLE DOSE-RÉPONSE À DEUX NIVEAUX, PERMETTANT UNE VARIATION ENTRE LES ÉCLOSIONS



Source : Teunis et coll. (2008b).

sanitaire dans chaque pays peut varier puisque certaines infections peuvent être endémiques et les personnes peuvent développer une immunité ; l'exposition à des pathogènes peut varier considérablement au niveau local et, par conséquent, l'exposition peut être très différente entre les pays industrialisés et les pays en développement (Jiménez, 2003 ; Jiménez et Wang, 2006).

3.4. Risques relatifs aux protozoaires et pratique de réutilisation

Cryptosporidium et *Giardia* sont tous les deux souvent signalés en lien avec des maladies d'origine hydrique et ont causé de nombreuses éclosions de maladie à travers le monde en raison de leur grande infectiosité (Isaac-Renton et coll., 1994) et de leur résistance à la désinfection chimique (Finch et coll., 1994 ; Rennecker et coll., 1999). Le traitement conventionnel des eaux usées est réputé réduire le nombre d'*ookystes* de *Cryptosporidium* et de kystes de *Giardia* par une moyenne de 99,950 pour cent (réduction logarithmique de 3,17) et 99,993 pour cent (réduction logarithmique de 4,14), respectivement (Rose et coll., 1996). Malgré tout, ces parasites protozoaires sont souvent détectés dans des effluents de traitement tertiaire (Gennaccaro et coll., 2003 ; Quintero-Betancourt et coll., 2003 ; Ryu, 2003). C'est la raison pour laquelle l'évaluation des risques se concentre sur l'examen des occurrences de *Giardia* et *Cryptosporidium* dans les sources d'eau

afin de déterminer le traitement approprié nécessaire pour obtenir des niveaux de sécurité précis pour l'eau potable. De plus, les deux pathogènes sont généralement reconnus comme causes de maladies hydriques d'origine récréative (Slifko et coll., 2000). La plupart des éclosions de maladie hydrique d'origine récréative sont le résultat de contaminations fécales accidentelles ou de connexions croisées dans les piscines. Toutefois, la contamination d'eaux naturelles destinées aux loisirs par des déchets animaux n'est pas bien documentée ou reconnue (Gerba et Gerba, 1995). Des éclosions de giardiasis et de cryptosporidies d'origine alimentaire ont aussi été signalées (Insulander et coll., 2008; Rose et Slifko, 1999).

Historiquement, les eaux récupérées ont été utilisées pour des applications agricoles, comme l'irrigation des pâturages ou l'irrigation de cultures non alimentaires, et ont souvent été perçues comme une méthode d'évacuation des eaux usées. La tendance a évolué maintenant vers des utilisations non conventionnelles des eaux recyclées, comme l'irrigation horticole urbaine, l'évacuation des toilettes, l'utilisation commerciale et industrielle, et la réutilisation indirecte de l'eau potable (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2004). Cependant, les préoccupations à propos de la qualité microbiologique des eaux recyclées et des risques sanitaires potentiels qui y sont associés limitent son utilisation à grande échelle.

Un examen des risques pour la santé de différents groupes associés à l'utilisation des eaux usées en irrigation a indiqué qu'on n'a pas trouvé de preuve directe de transmission des maladies pour les groupes exposés de consommateurs, bien qu'il y avait des preuves de l'occurrence de protozoaires sur la surface des légumes irrigués avec des eaux usées (Carr et coll., 2004). Pour les travailleurs agricoles et leur famille, le risque d'infection par *Giardia intestinalis* a été jugé insignifiant pour le contact avec des eaux usées traitées et non traitées, mais une augmentation du risque d'amibiase a été associée à un contact avec les eaux usées non traitées. Pour les collectivités avoisinantes, il n'y avait pas de données sur la transmission des infections causées par des protozoaires découlant de l'irrigation par aspersion avec des eaux usées et le risque ne peut être évalué (Armon et coll., 2002; Blumenthal et coll., 2000; Blumenthal et Peasey, 2002).

Les risques d'infection par *Giardia* spp. et *Cryptosporidium parvum* dans les pays industrialisés ont été associés à l'eau potable, mais jamais à l'utilisation d'eau recyclée (Asano, 1998). Toutefois, des problèmes avec la réutilisation des eaux usées ont été signalés dans les pays en développement où il y a des preuves de risque accru d'infection à *Giardia*, par exemple dans une population agricole du Mexique (Cifuentes et coll., 2000), dans la vallée jordanienne (Mutaz, 2007) et à Asnara, en Érythrée (Srikanth et Naik, 2004).

L'occurrence d'ookystes de *Cryptosporidium* et de kystes de *Giardia* dans les eaux recyclées et l'évaluation des risques associée à ces parasites protozoaires n'ont pas été bien documentées (Gennaccaro et coll., 2003; Jolis et coll., 1999;

Quintero-Betancourt et coll., 2003). Bien que des efforts importants soient déployés pour améliorer l'évaluation des risques pour *Cryptosporidium*, en raison des dangers bien établis pour les sujets immunodéprimés, peu de données sur l'évaluation des risques pour *Giardia* sont disponibles (Zmirou-Navier et coll., 2006).

3.5. Modèle dose-réponse pour *Giardia lamblia*

Les données sur les doses infectieuses montrent une différence considérable mentionnée par différents auteurs pour le même type de microorganismes. Pour *Giardia lamblia*, Feachem et coll. (1983) ont signalé 19 kystes, et Kadlec et Knight (1996) ont par la suite indiqué entre 25 et 100 kystes. Cependant, les espèces et souches de *Giardia* sont connues pour avoir une dose infectieuse faible (Cooper et Olivieri, 1998). Des études réalisées sur des volontaires humains il y a 40 ans ont révélé une relation dose-réponse entre la probabilité de l'infection (telle que mesurée par l'excrétion fécale) et la dose ingérée de *Giardia lamblia* (Rendtorff, 1954). La dose minimale d'ingestion qui s'est avérée capable d'initier l'infection de deux volontaires (100 pour cent) était de seulement 10 kystes, mais aucun des volontaires infectés n'a développé de symptômes gastro-intestinaux.

Le modèle dose-réponse pour évaluer la probabilité de l'infection à la suite de l'ingestion de kystes de *Giardia lamblia* est une équation exponentielle (Rose et coll., 1991) reposant sur des données expérimentales développées par Rendtorff (1954):

$$P = 1 - \exp(-rN) \quad 4.1$$

P représente la probabilité quotidienne et individuelle d'infection, r représente les paramètres d'infectiosité spécifiques à l'organisme, et N représente la dose quotidienne de parasites ingérés. La valeur la mieux ajustée pour *Giardia* est de 0,0199 (95 pour cent d'IC [intervalle de confiance]: 0,0044-0,0566) (Rose et coll., 1991). Le même modèle exponentiel s'applique pour le *Cryptosporidium parvum* avec $r = 0,0042$ (DuPont et coll., 1995) en utilisant des données provenant d'une étude de provocation sur des humains.

3.6. Exemples d'évaluation quantitative des risques microbiens pour *Giardia lamblia*

L'application la plus courante du modèle dose-réponse exponentiel pour *Giardia* concernait l'EQRM pour l'eau potable, afin de définir le traitement des eaux nécessaire pour réduire le risque de giardiase d'origine hydrique (Regli et coll., 1991; Teunis et coll., 1997; Zmirou-Navier et coll., 2006). Moins d'applications peuvent être trouvées pour les risques de giardiase provenant de la réutilisation des eaux usées, des boues ou des excréta (Schönning et coll., 2007). La plupart d'entre elles ont été réalisées dans les pays industrialisés plutôt que dans les pays en développement. À titre d'exemple, il y a eu une étude épidémiologique et

d'évaluation des risques microbiens (Zmirou-Navier et coll., 2006) qui a été menée dans le sud de la France, où la fonction dose-réponse découlant des données épidémiologiques concordait avec les estimations de risques infectieux prévues par la courbe dose-réponse établie par Rendtorff (1954). Une autre étude (Regli et coll., 1991) donne une description détaillée de la manière dont l'évaluation des risques peut être utilisée comme approche pour déterminer quel niveau de traitement des eaux et de réduction de *Giardia* est nécessaire pour assurer que le risque d'infection par *Giardia* découlant de l'eau potable traitée soit inférieur à une infection par 10 000 personnes par année.

Un autre exemple qui expose en détail les efforts déployés pour améliorer l'évaluation des risques pour l'infection par *Giardia* est la recherche de Teunis et coll. (1997). Chacun des facteurs contribuant à l'évaluation quantitative des risques pour *Giardia lamblia* a été traité comme une variable aléatoire pour laquelle une distribution appropriée a été proposée pour analyser l'incertitude dans les estimations du risque d'infection. Il a été découvert que les principaux facteurs contributifs sont : la concentration de kystes dans l'eau brute ; l'efficacité de récupération de la méthode de détection ; la viabilité des kystes récupérés ; l'élimination des organismes dans le processus de traitement ; et la consommation quotidienne d'eau du robinet non bouillie. Dans cette étude, le calcul du risque d'infection dû à l'exposition à des kystes de *Giardia* dans l'eau potable provenant d'un approvisionnement d'eau de surface aux Pays-Bas a montré que l'incertitude sur l'efficacité d'élimination estimée du processus de traitement domine les incertitudes liées à d'autres facteurs contributifs.

Un autre exemple est l'œuvre d'un programme de recherche canadien (Saint-Laurent Vision 2000), qui a quantifié le risque de *Giardia* d'origine hydrique (et aussi de *Cryptosporidium*) dans 45 stations de traitement de l'eau potable. Un modèle de Monte Carlo a été élaboré (Barbeau et coll., 2000) en utilisant une distribution des valeurs du paramètre r , qui a été créé à l'aide de 1 000 répétitions *bootstrap* des données originales de Rendtorff et coll. (1954), comme il a été décrit ailleurs (Haas et coll., 1996, 1999).

Le risque potentiel de *Giardia* associé à l'utilisation d'eaux usées récupérées a été évalué par Ryu et coll. (2007) pour trois scénarios d'exposition : l'irrigation du paysage pour des terrains de golf ; des terrains de jeux ; et des complexes récréatifs. Dans cette étude, un risque d'infection à *Giardia* relativement faible a été estimé à partir de l'exposition aux effluents tertiaires provenant de sept stations de traitement des eaux récupérées situées dans le sud-ouest des États-Unis, où des pratiques de désinfection double – la chloration et la désinfection par ultraviolets – ont démontré une meilleure réduction de ce parasite.

Un exemple d'EQRM et d'analyse des risques et de maîtrise des points critiques (HACCP) a été mis en pratique dans une station de traitement tertiaire des eaux usées dans la ville de Hässleholm, en Suède (voir Westrell et coll., 2004). Là-bas, les boues primaires et biologiques (déshydratées et digérées en

anaérobiose) sont stockées à l'extérieur de la station d'épuration des eaux usées avant d'être réutilisées sur des terres agricoles. Le risque d'infection par *Giardia*, comme partie intégrante d'une plus longue liste de pathogènes sélectionnés à des fins de contrôle, a été estimé. Les scénarios d'exposition chez les humains ont été considérés pendant le traitement, la manutention, l'épandage sur les sols et la consommation de cultures crues, ainsi que par le biais de l'eau dans une zone humide et la baignade. Il a été constaté que la consommation de légumes cultivés sur des sols amendés avec des boues présentait un risque plus faible et a entraîné un nombre faible d'infections annuelles (2×10^{-3} risque médian par année) que prévu. Cependant, les auteurs ont souligné qu'il pourrait y avoir un risque beaucoup plus grand si les organismes étaient présents en concentrations plus élevées dans des blocs de boue plutôt que répartis de manière homogène comme présumé. Il convient aussi de tenir compte des règlements suédois actuels qui nécessitent un intervalle de 10 mois entre la fertilisation des boues et la récolte des cultures pour la consommation crue. Dans le cadre de cette étude, toutefois, on a utilisé le pire des scénarios en présumant un intervalle d'un mois seulement.

3.7. Questions relatives à la dose-réponse

La relation dose-réponse pour *Giardia* définie par Rendtorff (1954) a été mise en pratique dans de nombreuses études d'évaluation des risques depuis 1990. Ces études ont utilisé le modèle dose-réponse exponentiel pour estimer les risques de giardiose à partir de différentes voies d'exposition et elles révèlent l'étendue de l'expérience acquise grâce à son utilisation dans l'évaluation des risques.

Une préoccupation concerne le rapport asymptomatique/symptomatique des infections à *Giardia*, parce que dans les expérimentations de Rendtorff, la réaction positive a été mesurée par l'excrétion de kystes, mais la maladie n'a pas été déterminée. L'infection à *Giardia* est généralement asymptomatique chez les humains (Benenson, 1990; Farthing, 1994), avec environ 39 pour cent des infections à *Giardia* chez les enfants de moins de cinq ans et 76 pour cent des infections à *Giardia* chez les adultes qui ne présentent aucun symptôme. Des infections symptomatiques, cependant, ont été rapportées à un taux de 50 à 67 pour cent et aussi élevé que 91 pour cent, tandis que la giardiose chronique peut se développer parmi la population infectée, pouvant atteindre jusqu'à 58 pour cent (Rose et coll., 1991) de celle-ci. En outre, il existe des preuves qu'il peut y avoir un certain degré d'immunité de la population, associée à l'exposition à des kystes de *Giardia* dans l'eau potable (Roxstrom-Lindquist et coll., 2006). Ainsi, le rapport maladie/infection est très variable (Nash et coll., 1987), et les estimations des risques fondées sur l'infection comme résultat final peuvent surestimer le nombre de cas des maladies.

Une autre question importante en ce qui a trait à la courbe dose-réponse reposant sur les données de Rendtorff est l'incertitude sur les différences d'inféctiosité en raison de la variation des souches et de la réaction immunitaire à l'infection par différentes populations. Les données de Rendtorff proviennent

d'une seule souche de *Giardia lamblia* et d'un échantillon relativement petit d'adultes. Par conséquent, la variabilité liée à l'inféctiosité de différentes souches et à la réaction immunitaire des hôtes ne peut être traitée (Zmirou-Navier et coll., 2006). L'intervalle de confiance pour la probabilité d'infection à une dose spécifique ne tient pas compte de ces incertitudes lorsqu'on utilise le modèle comme outil de prévision. Ainsi, ces limites doivent être prises en considération dans les études d'évaluation des risques (Rose et coll., 1991).

En présumant que la relation dose-réponse découlant des données de Rendtorff est représentative, on peut surestimer les risques de giardiose en supposant que tous les kystes de *Giardia* détectés dans l'eau sont viables et qu'ils sont des espèces qui infectent les humains (Rose et coll., 1991). À ce jour, il n'y a pas de données sur la viabilité des kystes de *Giardia* détectés dans les eaux récupérées (Ryu et coll., 2007). D'autre part, la sous-estimation des risques peut s'avérer plus préoccupante en raison de la sous-estimation de l'exposition par l'inefficacité des méthodes de concentration et de détection des kystes de *Giardia* dans l'eau. En dépit de ces limites, le modèle dose-réponse pour *Giardia* peut être utile pour interpréter les données des éclosions de maladie d'origine hydrique et les données de surveillance des maladies associées aux diverses voies d'exposition (Rose et coll., 1991).

L'information dose-réponse actuelle pour *Giardia* repose sur des hôtes adultes en santé. D'un point de vue de santé publique, il ne s'agit pas du groupe le plus important. En comparaison avec les nouveaux-nés, les personnes âgées et les autres groupes à risque, les risques d'infection estimés à l'aide de ces données peuvent constituer une sous-estimation pour certains sous-groupes de la population (Teunis et coll., 1997). D'autres facteurs, tels que l'état nutritionnel, une maladie prédisposante et une exposition antérieure joueront également un rôle dans la détermination de la susceptibilité à l'infection et les résultats de celle-ci (Flannagan, 1992).

3.8. Œufs d'helminthes

Tel que décrit dans le chapitre 2, les helminthiases sont souvent associées à l'utilisation des eaux usées, des boues ou des excréments en agriculture. Les helminthiases sont transmises par l'ingestion d'œufs d'helminthes qui sont les œufs d'une grande variété de vers pathogènes (Jiménez, 2009), et sont considérés comme les particules biologiques les plus résistantes dans le domaine de l'ingénierie de l'environnement. L'apparition d'œufs d'helminthes dans des eaux usées et des boues dans les pays en développement se distingue de celle des pays industrialisés en raison de la prévalence bien moins grande de ces infections dans ces derniers (Jiménez, 2009). La présence d'œufs d'helminthes dans les eaux usées ou les boues ne peut pas être déduite de la présence ou de la concentration de coliformes fécaux qui sont seulement des indicateurs bactériens de contamination

fécale. De plus, les coliformes fécaux se comportent différemment des œufs d'helminthes dans les systèmes conventionnels de désinfection. Par exemple, les œufs d'helminthes ne peuvent être inactivés à l'aide de chlore, de rayons ultraviolets ou d'ozone (Jiménez, 2007). Les différences dans les conditions sanitaires (tableau 4.1) signifient que le contenu d'œufs d'helminthes (OH) dans les eaux usées et les boues peut être de 7 à 80 fois plus élevé dans les pays en développement que dans les pays développés.

L'OMS (2006) a établi un critère limite de surveillance de ≤ 1 OH par litre d'eaux usées utilisées pour l'irrigation. Dans les boues de vidange, l'OMS suggère une limite de 1 OH g^{-1} MST (MST : matières solides totales). Ces valeurs ont été établies sur la base des données épidémiologiques et non en utilisant des approches d'évaluation des risques (Navarro et coll., 2009). Malheureusement, compte tenu des concentrations initiales élevées d'œufs d'helminthes dans les eaux usées et les boues de nombreux pays en développement, ces critères exigent une très grande efficacité des méthodes de traitement (< 99 pour cent), qui sont souvent inabordables. Ainsi, il est nécessaire de déterminer si ces valeurs sont vraiment nécessaires pour protéger la santé humaine et comment l'efficacité des autres méthodes d'intervention, comme le lavage des produits, sont efficaces. Pour toutes ces raisons, il est important d'évaluer le risque et, pour ce faire, une courbe dose-infection est nécessaire.

Tableau 4.1 CONTENU EN ŒUFS D'HELMINTHES (OH) DES EAUX USÉES ET DES BOUES DE DIFFÉRENTS PAYS

Pays ou région	Eaux usées municipales, OH l^{-1}	Boues, OH g^{-1} MST
Pays en développement	70-3 000	70-735
Brésil	166-202	75
Égypte	Aucunes données	Moyenne : 67 ; maximum : 735
Ghana	Aucunes données	76
Jordanie	300	Aucunes données
Mexique	6-98 dans les villes Jusqu'à 330 dans les régions rurales et périurbaines	73-177
Maroc	840	Aucunes données
Ukraine	60	Aucunes données
France	9	5-7
Allemagne	Aucunes données	< 1
Grande-Bretagne	Aucunes données	< 6
États-Unis	1-8	2-13

Source : Jiménez (2009).

3.9. Exemples de dose-réponse et d'EQRM utilisées pour les œufs d'helminthes

Dans les pays en développement, il est difficile d'obtenir des données épidémiologiques. Cela s'explique par la nature endémique des infections aux helminthes, comme l'ascaridiose, la trichurose et la schistosomiase, par le nombre de sources d'infection et par les délais observés entre l'exposition au pathogène et la réaction symptomatique. Malgré ces limites, une analyse d'EQRM a été réalisée en utilisant une courbe dose-réponse élaborée par Navarro et coll. (2009), avec des informations disponibles dans trois études antérieures. La première était une étude épidémiologique établissant la prévalence d'*Ascaris lumbricoïdes* dans la vallée du Mezquital, au Mexique (Blumenthal et coll., 1996; Cifuentes et coll., 1991, 1993). La deuxième source de données était une étude sur la qualité des eaux usées évaluant la présence d'*Ascaris lumbricoïdes* dans les eaux usées utilisées pour irriguer la vallée (Jiménez et coll., 1992). La troisième étude consistait en une recherche expérimentale sur la présence d'*Ascaris lumbricoïdes* dans les cultures poussant sur des sols enrichis avec des biosolides (Jiménez et coll., 2006).

3.10. Dose-réponse d'*Ascaris lumbricoïdes*

Les données provenant de ces études ont servi à élaborer une relation dose-réponse pour l'exposition à *Ascaris lumbricoïdes* par le biais de l'ingestion de cultures crues irriguées avec des eaux usées. La population qui nous préoccupe se composait d'enfants de moins de 15 ans provenant de différentes collectivités dans la vallée du Mezquital (taille de l'échantillon : 3 346 personnes). Il s'agit du groupe le plus vulnérable de la vallée, avec des taux annuels de prévalence d'*Ascaris lumbricoïdes* très élevés variant entre 10 et 17 pour cent (Blumenthal et coll., 1996; Cifuentes et coll., 1991, 1993). Ce groupe est exposé à différentes concentrations d'œufs d'helminthes sur les cultures, parce que la qualité des eaux usées utilisées pour l'irrigation varie à travers la vallée en raison de la sédimentation dans plusieurs réservoirs. Cette variation (de 33 à 73 œufs d'*Ascaris lumbricoïdes*/5 litres d'eaux usées) a été caractérisée à partir de données mesurées dans les canaux d'irrigation de la vallée, en tenant compte de la variation dans la viabilité des œufs (52 à 93 pour cent). De plus, des hypothèses ont été faites dans l'estimation de la dose d'exposition; il a été supposé que 10 ml d'eaux usées demeurent (Shuval et coll., 1997) dans chaque 100 g de produits consommés crus de manière à ce que les niveaux d'*Ascaris* sur les cultures variaient de 0,42 à 1,15 *Ascaris* par 100 ml d'eau dans la culture. L'ingestion de 100 g de cultures crues par semaine pendant un an a été évaluée comme une consommation moyenne raisonnable pour un enfant.

La relation dose-réponse optimale pour les données épidémiologiques, en suivant la procédure de Haas et coll. (1999), était un modèle bêta de Poisson ($\alpha = 0,104$ $\beta = 1,096$) pour évaluer le risque d'une infection par *Ascaris*

lumbricoïdes pour un enfant qui consomme des cultures crues une fois par semaine pendant un an. Une description détaillée des estimations se trouve dans Navarro et coll. (2009).

$$P(d) = 1 - \left(1 + \frac{d}{1.1}\right)^{-0.104} \quad 4.2$$

Cette relation dose-réponse se concentre sur la prévalence des infections plutôt que sur la maladie. Elle s'applique uniquement à l'infection à *Ascaris lumbricoïdes* dans un scénario type d'irrigation avec des eaux usées au Mexique, mais elle peut ne pas être représentative d'autres helminthiases communes dans les pays en développement avec une infectiosité et une gravité de la maladie différentes (Jiménez, 2007). Par conséquent, il faudrait reproduire cette méthode dans d'autres pays en développement pour s'adapter à la relation dose-réponse de leurs scénarios locaux. En reconnaissant qu'il y a plusieurs sources d'incertitude dans le modèle proposé, certaines améliorations peuvent être considérées selon la disponibilité des données. Par exemple, pour réduire les incertitudes, il faut des données appropriées pour la région à l'étude relativement aux types de cultures, à l'échelle des niveaux de pathogènes dans les eaux usées, à l'estimation de la quantité d'eaux usées qui reste sur les cultures, de même qu'à l'éventail de la consommation et de la fréquence de culture typiques. En outre, l'utilisation de distributions de probabilités pour décrire les variables du modèle permettra d'améliorer la confiance face aux prévisions d'infection.

3.11. EQRM pour *Ascaris lumbricoïdes*

Les résultats d'une EQRM pour *Ascaris lumbricoïdes*, fondés sur une dose-réponse élaborée dans l'équation plus haut, sont présentés en vue d'analyser les risques potentiels de la réutilisation agricole des eaux usées et des boues dans les pays en développement, et d'établir des limites réalisables et fondées sur les risques relativement aux œufs d'helminthes dans les eaux usées et les boues, plutôt que sur des critères reposant sur des données épidémiologiques limitées et l'efficacité des processus de traitement. Deux scénarios ont été examinés pour illustrer comment évaluer les critères de sécurité en utilisant l'EQRM : la consommation d'épinards crus irrigués avec des eaux usées non traitées ; et la consommation d'épinards et de carottes crus cultivés dans des sols amendés avec des biosolides.

Les données disponibles sur la qualité des eaux usées utilisées pour l'irrigation, la quantité d'eaux usées qui reste dans les cultures, ainsi que la population concernée (les enfants de moins de 15 ans) et la fréquence d'exposition (une fois par semaine pendant un an) utilisées pour l'élaboration de la dose-réponse ont été examinées. En outre, les données sur les taux d'ingestion (TI) des enfants pour chaque légume (TI de carottes, TI d'épinards) disponibles dans une base de données internationale (USEPA, 1997 et 2002) ont servi à l'EQRM, plutôt

qu'une estimation ponctuelle de 100 g/j utilisée précédemment. Ces nouvelles sources de données et hypothèses améliorent l'évaluation des risques et permettent l'analyse de la viabilité de l'exposition. Une description détaillée des estimations des doses d'exposition et des calculs de risques se trouve dans Navarro et coll. (2009) et dans Jiménez et Navarro (2009).

3.12. Risque d'infection découlant de la consommation de légumes crus irrigués avec des eaux usées non traitées

Le risque annuel prévu d'infection à *Ascaris lumbricoïdes* associé à une seule semaine d'exposition à des épinards irrigués avec des eaux usées et mangés crus après la récolte, évalué à l'aide du modèle bêta de Poisson, variait de 5×10^{-2} à 9×10^{-1} par enfant par année. Cette estimation suppose un taux d'infection de 5 à 89 pour cent parmi la population exposée après une année et illustre un scénario de la pire éventualité où il n'y avait aucune mesure d'hygiène.

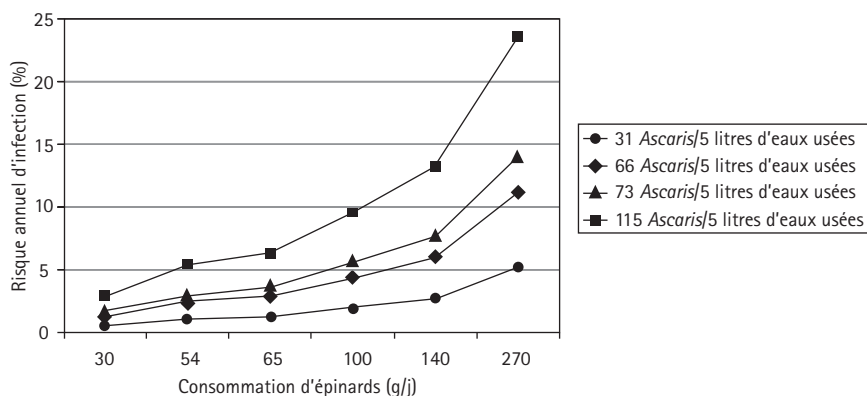
Si une procédure de lavage est ajoutée après la récolte (par exemple, à l'aide d'une solution détergente faible et d'un bon rinçage avec de l'eau potable) et qu'elle réduit la concentration d'œufs d'*Ascaris* de 1 \log_{10} (OMS, 2006), les estimations de risque d'infection par *Ascaris* sont réduites par deux ordres de grandeur (entre 5×10^{-3} à $2,5 \times 10^{-1}$ par enfant par année). Le taux d'infection prévu serait à moins de 17 pour cent par année, sauf lorsque les valeurs maximales pour les niveaux d'*Ascaris* dans les eaux usées utilisées pour l'irrigation (115 œufs d'*Ascaris*/5 litres) et la consommation (270 g/j) sont présumées (figure 4.3).

L'incidence des infections de moins de trois pour cent pourrait se produire si l'efficacité de la procédure de lavage est encore améliorée, se traduisant par une réduction de deux logarithmes de l'exposition à *Ascaris* (entre 6×10^{-4} à $2,7 \times 10^{-2}$ par enfant par année).

Ces résultats montrent que le risque d'infection par *Ascaris* dépend de la concentration du pathogène dans les eaux usées et du taux d'application sur les cultures ($C_{Ascaris}$), ainsi que la quantité de cultures potentiellement contaminées qui sont consommées ($TI_{\text{épinards}}$). Nous montrons comment le risque d'infection pourrait être réduit si un meilleur lavage des produits récoltés était réalisé.

Par conséquent, compte tenu de ces facteurs qui influencent les estimations des risques sanitaires, même si le risque global d'infection peut s'élever à plus de 10^{-4} (6×10^{-4} à 3×10^{-2} par enfant par année), une mise en application réalisable et moins risquée des eaux usées pour l'irrigation dans la région pourrait se faire si $C_{Ascaris} \leq 115$ œufs d'*Ascaris lumbricoïdes*/5 litres (l'équivalent de 23 œufs d'*Ascaris* viables par litre) est utilisée pour l'irrigation. Ce niveau de protection de la santé pourrait bien être renforcé grâce à des méthodes d'intervention, dont des campagnes sanitaires pour améliorer la récolte et les procédures de lavage commerciales et des consommateurs, entre autres pratiques.

Figure 4.3 ÉVALUATION DES RISQUES DE L'EXPOSITION ANNUELLE À DES ÉPINARDS IRRIGUÉS AVEC QUATRE CONCENTRATIONS DIFFÉRENTES D'ASCARIS DANS LES EAUX USÉES POUR PLUSIEURS TAUX DE CONSOMMATION



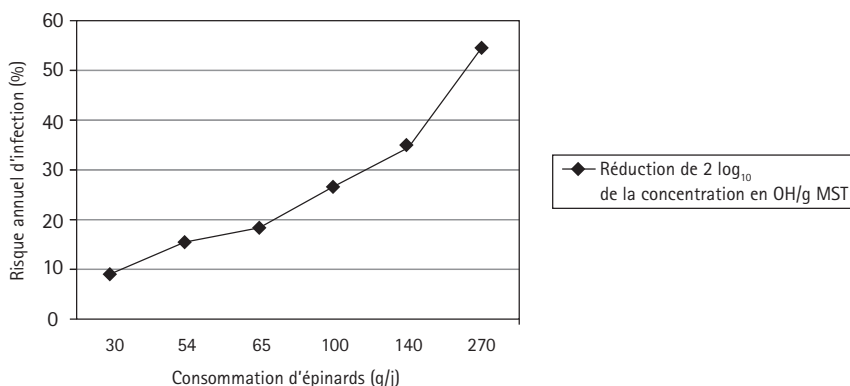
Source : D'après Jiménez et Navarro (2009).

3.13. Risque d'infection découlant de la consommation de légumes crus cultivés dans des sols amendés avec des biosolides

Pour évaluer les risques liés à la consommation des légumes crus cultivés sur des sols fertilisés avec des biosolides (0,25, 1, 4 et 37 OH/g MST), les résultats d'une étude expérimentale ont été utilisés pour estimer le nombre de pathogènes sur les cultures, en supposant que *Ascaris lumbricoïdes* comptait pour 90 pour cent du contenu total d'œufs d'helminthes (OH/g) dans les épinards (6,5-305 *Ascaris*/100 g) et les carottes (0,3-49 *Ascaris*/100 g). Une description détaillée des données est publiée ailleurs (Jiménez et coll., 2006).

Le risque annuel de consommation d'épinards crus cultivés dans des sols amendés avec des biosolides, après la récolte, sans méthode d'intervention, a été estimé à une infection par enfant par année. Dans ce cas, contrairement aux estimations des risques associés à l'irrigation avec des eaux usées, les taux d'infection estimés étaient semblables aux taux d'incidence d'ascaridioses observés dans la région (< 17 pour cent) – en supposant un critère de la USEPA (1993) de HO/4g MST équivalant à 0,25 HO/g MST pour les biosolides et une procédure de lavage qui permet une réduction de $2 \log_{10}$ dans la concentration d'œufs d'*Ascaris lumbricoïdes* sur les épinards (figure 4.4). Cela s'applique à un taux de consommation d'épinards par les enfants de ≤ 65 g/j une fois par semaine pendant un an. Le critère de 0,25 HO/g MST pour les biosolides est une limite restrictive pour les pays en développement, où il est difficile de réduire la teneur généralement élevée d'OH dans les boues à de tels niveaux.

Figure 4.4 RISQUES ANNUELS ESTIMÉS D'INFECTIONS À *ASCARIS* ASSOCIÉES À L'EXPOSITION AUX ÉPINARDS CULTIVÉS DANS DES SOLS AMENDÉS AVEC DES BIOSOLIDES

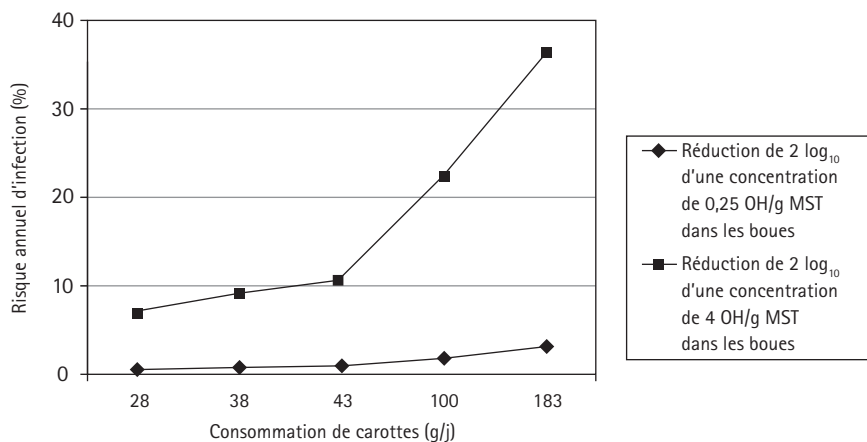


Source : D'après Navarro et coll. (2009).

Une EQRM comparative sur les épinards et les carottes cultivés dans des sols amendés avec des biosolides (Navarro et coll., 2009) illustre que le risque pour la santé varie aussi selon le type de culture. Ces résultats ont indiqué que le risque annuel ($4,5 \times 10^{-3}$ à $9,6 \times 10^{-1}$ infections à *Ascaris* par enfant par année) à la suite de l'ingestion de carottes crues est inférieur au risque annuel associé à la consommation d'épinards. En fait, une limite initiale pour la région, avec des taux annuels d'infection estimés à < 22 pour cent, peut être établie à un contenu de 4 OH/g MST dans les biosolides pour un taux de consommation de carottes moyen de ≤ 100 g/j une fois par semaine pendant un an (figure 4.5). Cette situation, bien que non idéale, s'avérerait être une limite de sécurité acceptable avec des réductions graduelles permettant d'améliorer progressivement les conditions sanitaires, sociales et économiques locales, puisque cette limite est réalisable dans les pays en développement.

Ces scénarios réels illustrent une approche d'EQRM pour examiner les risques d'infection à *Ascaris* associés aux cultures qui sont soit irriguées avec des eaux usées ou cultivées dans des sols qui ont été amendés avec des boues de vidange. Ces analyses indiquent que les différences dans le niveau d'exposition aux organismes pathogènes peuvent être le résultat de variations de concentrations d'OH dans les légumes et des modèles de consommation. Pour améliorer la confiance dans les risques estimés prévus par ces analyses, les facteurs qui contribuent à la variabilité accrue doivent être mieux caractérisés afin d'établir des limites d'OH sûres et réalisables pour les eaux usées et les biosolides qui sont utilisés pour la production agricole alimentaire dans les pays en développement. Les autres facteurs influençant les concentrations d'OH dans les légumes incluent

Figure 4.5 RISQUES ANNUELS ESTIMÉS D'INFECTIONS À *ASCARIS* ASSOCIÉES À L'EXPOSITION DE CAROTTES CULTIVÉES DANS DES SOLS AMENDÉS AVEC DES BIOSOLIDES



Source : D'après Navarro et coll. (2009).

les pratiques d'irrigation, les différences entre l'accumulation d'œufs sur les cultures racines ou les autres, les taux d'épandage des excréta et l'efficacité de la réduction des œufs pendant le lavage des produits. Par conséquent, la présence et la concentration réelles d'*Ascaris lumbricoïdes* dans les cultures vivrières permettront d'améliorer la confiance dans l'estimation des risques.

4. NORMES SUR LES ŒUFS D'HELMINTHES POUR LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT

Les analyses présentées ci-dessus montrent que les limites des directives de l'OMS pour la réutilisation des eaux usées et des boues dans la production agricole peuvent être trop restrictives pour les pays en développement. Ces résultats indiquent que les seuils recommandés pour les concentrations d'OH dans les eaux usées et les biosolides pourraient être haussés d'un ordre de grandeur pour certains paramètres, sans augmenter de manière importante le risque d'infection à *Ascaris* au-dessus des taux endémiques actuels. Bien qu'on puisse prévoir des taux d'infection à *Ascaris* plus élevés par une modification des seuils et que les estimations des risques surpassent 10^{-4} par enfant par année, changer les normes sur les OH à ceux qui prévoient des taux d'infection qui sont toujours moins que la prévalence endémique locale pourrait induire une amélioration graduelle de l'état de santé de la population. Enfin, les limites sur les concentrations de pathogènes dans les eaux usées et les biosolides utilisés pour l'irrigation ou la

fertilisation devraient être mises en œuvre dans un cadre intégré pour la gestion des risques, où d'autres sources d'exposition aux helminthes et l'impact de mesures de protection sanitaire supplémentaires, comme les améliorations dans le lavage des produits, peuvent être prises en considération.

■ CONCLUSIONS

Mise en application d'approches d'évaluation des risques microbiens

Tel que présenté ici, il est possible d'examiner les risques potentiels d'infection associés à la consommation des cultures vivrières qui sont irriguées avec des eaux usées ou fertilisées avec des biosolides en utilisant une approche d'EQRМ. La mise en application de l'EQRМ à cette situation nécessite d'avoir de l'information sur les relations dose-infection des pathogènes, les voies de transmission, la survenue (fréquence et concentration) des pathogènes dans les eaux usées et les biosolides, la persistance de la viabilité ou de l'infectiosité des pathogènes dans l'environnement et sur les cultures vivrières et la consommation des cultures (quantité et fréquence). Cette approche permet l'exploration de différents scénarios de simulation qui peuvent inclure des interventions pour réduire l'exposition – comme le traitement des eaux usées ou des biosolides, ou encore le lavage des produits.

Cependant, l'évaluation des risques associés à l'ingestion de cultures vivrières irriguées ou fertilisées avec des eaux usées, des biosolides ou des boues de vidange devrait tenir compte du contexte local des voies d'exposition probables, de la présence et de la concentration des pathogènes dans les eaux usées et les biosolides, et des taux de maladies endémiques. La disponibilité des données locales pour ces entrées dans le modèle d'évaluation des risques peut être très limitée ou même inexistante, notamment dans les pays en développement.

Estimation de l'exposition

Les pathogènes sont rarement mesurés dans les échantillons environnementaux (eaux usées, biosolides, boues de vidange, sols et cultures) en raison des ressources en laboratoire nécessaires pour ces analyses. Les données d'organismes microbiens indicateurs (comme *E. coli* ou coliphage) peuvent être plus faciles à recueillir dans les pays en développement et peuvent donner une indication de l'ampleur des concentrations de pathogènes dans les eaux usées, les biosolides ou sur les produits (Salgot et coll., 2006). De même, la mesure des microorganismes microbiens indicateurs peut également fournir des informations sur l'ampleur de la réduction microbienne qui survient à la suite d'interventions spécifiques, comme le lavage des produits ou la modification des méthodes d'irrigation. L'utilisation et le choix d'indicateurs microbiens pour les pathogènes d'origine hydrique ont été examinés en profondeur par le National Research Council (2004). Toutefois, pour les helminthes, il n'y a pas d'indicateur de remplacement.

Estimation de la dose-réponse

L'information sur les doses-réponses est un élément indispensable de l'évaluation des risques microbiens. Tel qu'il a été décrit dans ce chapitre, les données dose-réponse ne sont pas disponibles pour tous les pathogènes d'intérêt et il y a plusieurs sources d'incertitude dans les données dose-réponse existantes. Cette information provient souvent d'études menées sur des adultes en bonne santé dans des pays industrialisés et peut ne pas exprimer la réaction des sous-groupes vulnérables dans la population (les jeunes enfants et les personnes âgées) ou des populations dans les pays en développement, où il peut y avoir une plus grande immunité locale à des infections précises qui sont endémiques. Les données dose-réponse des épidémies dans les pays en développement sont également rares à cause du manque de ressources pour les enquêtes. Ainsi, il peut s'avérer impossible de les utiliser comme source pour estimer la relation dose-réponse dans le contexte des pays en développement. Dans certains contextes, des données sur la diarrhée des enfants ou les infections aux helminthes peuvent être disponibles à partir des systèmes de surveillance gouvernementale, de cliniques de santé publiques ou privées, d'enquêtes nationales sur la démographie et la santé ou d'études de recherche spécifiques. En utilisant l'EQRM, il peut être possible de tester la pertinence potentielle de différentes fonctions dose-réponse en validant avec les données épidémiologiques (Haas et Eisenberg, 2001) ou en comparant les risques prévus aux taux de maladies réels signalés dans les systèmes de surveillance ou les études de recherche.

Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des biosolides et des boues de vidange pour les cultures vivrières

L'évaluation des risques microbiens peut servir d'outil pour mesurer l'utilité des directives et des normes internationales sur les niveaux acceptables de pathogènes dans les eaux usées, les biosolides et les boues de vidange utilisés dans la production de cultures vivrières dans un contexte défini qui tient compte des voies d'exposition locale, de l'immunité locale et d'autres risques pour la santé. L'EQRM peut servir à élaborer des directives locales sécuritaires et appropriées pouvant être adaptées pour que la production agricole évolue et que la santé et la qualité de vie des communautés s'améliorent.

■ RÉFÉRENCES

- Armon, R. et coll. (2002). « Surface and subsurface irrigation with effluents of different qualities and presence of *Cryptosporidium* oocysts in soil and crops », *Water Science and Technology*, vol. 46, n° 3, p. 115-122.
- Asano, T. (1998). *Wastewater Reclamation and Reuse*, Water Quality Management Library vol. 10, Lancaster, Technomic Publishing Inc.

- Barbeau, B. et coll. (2000). «Evaluating the risk of infection from the presence of *Giardia* and *Cryptosporidium* in drinking water», *Quantitative Microbiology*, vol. 2, p. 37-54.
- Benenson, A. S. (1990). *Control of Communicable Diseases in Man*, Washington, American Public Health Association.
- Blumenthal, U. J. et A. Peasey (2002). «*Critical Review of Epidemiological Evidence of the Health Effects of Wastewater and Excreta Use in Agriculture*», Genève, document non publié préparé pour l'Organisation mondiale de la santé, <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/whocriticalrev.pdf>.
- Blumenthal, U. J. et coll. (1996). «Evaluation of the OMS nematode egg guidelines for restricted and unrestricted irrigation», *Water Science and Technology*, vol. 33, n° 10-11, p. 277-283.
- Blumenthal, U. J. et coll. (2000). «Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: Recommendations for revising OMS guidelines», *Bulletin de l'Organisation mondiale de la santé*, vol. 78, n° 9, p. 1104-1116.
- Carr, R. M., U. J. Blumenthal et D. D. Mara (2004). «Guidelines for the safe use of wastewater in agriculture: Revisiting OMS guidelines», *Water Science and Technology*, vol. 50, n° 2, p. 31-38.
- Chen, L. et coll. (2006). «Dose response for infectivity of several strains of *Campylobacter jejuni* in chickens», *Risk Analysis*, vol. 26, n° 6, p. 1613-1621.
- Cifuentes, E. et coll. (1991). «Health impact evaluation of wastewater use in Mexico», *Public Health Review*, vol. 92, n° 19, p. 243-250.
- Cifuentes, E. et coll. (1993). «Problemas de salud asociados al riego agrícola con agua residual en Mexico», *Salud Pública de Mexico*, vol. 35, n° 6, p. 614-619 (en espagnol).
- Cifuentes, E. et coll. (2000). «Risk factors for *Giardia intestinalis* infection in agricultural villages practicing wastewater irrigation in Mexico», *American Journal of Tropical Medicine Hygiene*, vol. 62, n° 3, p. 388-392.
- Cooper, R. C. et A. W. Olivieri (1998). «Infectious disease concerns in wastewater reuse», dans Asano, T. (dir.), *Wastewater Reclamation and Reuse*, Lancaster, Technomic Publishing Co., p. 489-520.
- DuPont, H. L. et coll. (1995). «The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers», *New England Journal of Medicine*, vol. 332, n° 13, p. 855-859.
- Farthing, M. J. G. (1993). «Diarrhoeal disease: Current concepts and future challenges, pathogenesis of giardiasis», *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 87, p. 17-21.
- Farthing, M. J. G. (1994). «Giardiasis as a disease», dans R. C. A. Thompson et coll. (dir.), *Giardia: From Molecules to Disease*, Wallingford, CABI International, p. 15-37.
- Feachem, R. et coll. (1983). *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*, New York, John Wiley and Sons.
- Finch, G. R. et coll. (1994). *Ozone Disinfection of Giardia and Cryptosporidium*, Denver, American Water Works Association.
- Flannagan, P. A. (1992). «*Giardia* diagnosis, clinical course and epidemiology – A review», *Epidemiology and Infection*, vol. 109, p. 1-22.
- Gallimore, C. I. et coll. (2005). «Detection of multiple enteric virus strains within a foodborne outbreak of gastroenteritis: An indication of the source of contamination», *Epidemiology Infections*, vol. 133, n° 1, p. 41-47.
- Gennaccaro, A. L. et coll. (2003). «Infectious *Cryptosporidium parvum* oocysts in final reclaimed effluent», *Applied Environmental Microbiology*, vol. 69, n° 8, p. 4983-4984.
- Gerba, C. P. et P. Gerba (1995). «Outbreaks caused by *Giardia* and *Cryptosporidium* associated with swimming pools», *Journal of Swimming Pool and Spa Industry*, vol. 1, p. 9-18.

- Haas, C. et J. N. S. Eisenberg (2001). « Risk assessment », dans L. Fewtrell et coll. (dir.), *Water Quality: Guidelines, Standards and Health; Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease*, Londres, Association internationale de l'eau (AIE) pour le compte de l'Organisation mondiale de la santé, p. 161-183.
- Haas, C. N., J. B. Rose et C. P. Gerba (1999). *Quantitative Microbial Risk Assessment*, New York, John Wiley and Sons, 464 p.
- Haas, C. N. et coll. (1996). « Assessing the risk posed by (oo)cysts in drinking water », *Journal of the American Works Association*, vol. 88, n° 9, 131 p.
- Haas, C. N. et coll. (2000). « Development of a dose-response relationship for *Escherichia coli* O157:H7 », *International Journal of Food Microbiology*, vol. 57, p. 153-159.
- Herwaldt, B. L. et coll. (1994). « Characterization of a variant strain of Norwalk virus from a foodborne outbreak of gastroenteritis on a cruise ship in Hawaii », *Journal of Clinic Microbiology*, vol. 32, n° 4, p. 861-866.
- Hjertqvist, M. et coll. (2006). « Four outbreaks of norovirus gastroenteritis after consuming raspberries, Sweden », *Eurosurveillance*, vol. 11, n° 7, p. 9.
- Insulander, M., B. de Jong et B. Svenungsson (2008). « A foodborne outbreak of cryptosporidiosis among guests and staff at a hotel restaurant in Stockholm county, Sweden, September 2008 », *Eurosurveillance*, vol. 13, n° 51, <<http://www.eurosurveillance.org/ViewArticle.aspx?ArticleId=19071>>.
- Isaac-Renton, J. L. et coll. (1994). « A second community outbreak of waterborne giardiasis in Canada and serological investigation of patients », *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 88, n° 4, p. 395-399.
- Jiménez, B. (2003). « Health risks in aquifer recharge with recycle water », dans R. Aertgeerts et coll. (dir.), *State of the Art Report Health Risk in Aquifer Recharge using Reclaimed Water*, Rome, bureau régional de l'OMS pour l'Europe.
- Jiménez, B. (2007). « Helminth ova control in sludge : A review », *Water Science and Technology*, vol. 56, n° 9, p. 147-155.
- Jiménez, B. (2009). « Helminth ova control in wastewater and sludge for agricultural reuse », dans W. O. K. Grabow (dir.), *Encyclopaedia of Biological, Physiological and Health Sciences, Water and Health*, vol. 2, Oxford et Paris, EOLSS Publishers Co. Ltd. et UNESCO, p. 429-449.
- Jiménez, B., A. Chávez et C. Maya (1992). « *Characterization of the Water and Wastewater Used to Irrigate the Mezquital Valley* », rapport interne n° 2345, México, Institut d'ingénierie, UNAM, Manuscrit non publié (en espagnol), disponible sur demande.
- Jiménez, B. et I. Navarro (2009). « Methodology to set regulations for safe reuse of wastewater and sludge for agriculture in developing countries based on a scientific approach and following the WHO Guidelines », dans A. Dwivedi (dir.), *Handbook of Research on Information Technology Management and Clinical Data Administration in Healthcare*, vol. 1, Hershey, IGI Global, 1027 p.
- Jiménez, B. et L. Wang (2006). « Sludge treatment and management », dans Z. Ujang et coll. (dir.), *Municipal Wastewater Management in Developing Countries: Principles and Engineering*, Londres, IWA Publishing, p. 237-292.
- Jiménez, B. et coll. (2006). « Using Ecosan sludge for crop production », *Water Sciences and Technology*, vol. 5, n° 54, p. 169-177.
- Jolis, D., P. Pitt et R. Hirano (1999). « Risk assessment for *Cryptosporidium parvum* in reclaimed water », *Water Research*, vol. 33, n° 13, p. 3051-3055.
- Kadlec, R. et R. Knight (1996). *Treatment Wetlands*, Boca Raton, CRC Press, 893 p.
- Lindesmith, L. et coll. (2003). « Human susceptibility and resistance to Norwalk virus infection », *Nature Medicine*, vol. 9, n° 5, p. 548-553.

- Medicine Health (2009). <http://www.emedicinehealth.com/giardiasis/article_em.htm>.
- Mutaz, Al-Alawi (2007). « Health assessment of wastewater reuse in Jordan », dans *Wastewater Reuse – Risk Assessment, Decision-Making and Environmental Security*, NATO Security through Science Series, Pays-Bas, Springer, p. 385-392.
- Nash, T. E. et coll. (1987). « Experimental human infections with *Giardia intestinalis* », *Journal of Infectious Diseases*, vol. 156, p. 974-984.
- National Research Council (2004). *Indicators for Waterborne Pathogens*, Washington, DC, National Academies Press, <http://www.nap.edu/catalog.php?record_id=11010#toc>.
- Navarro, I. et coll. (2009). « Application of helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolid application on soil », *Journal of Water and Health*, vol. 7, n° 1, p. 31-44.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Quintero-Betancourt, W. et coll. (2003). « Assessment of methods for detection of infectious *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in reclaimed effluents », *Applied Environmental Microbiology*, vol. 69, n° 9, p. 5380-5388.
- Regli, S., J. B. Rose et C. N. Haas (1991). « Modelling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water », *American Water Works Association*, vol. 83, n° 11, p. 76-84.
- Rendtorff, R. C. (1954). « The experimental transmission of human intestinal protozoan parasites, 1. *Giardia* cysts given in capsules », *American Journal of Hygiene*, vol. 59, p. 209.
- Rennecker, J. L. et coll. (1999). « Inactivation of *Cryptosporidium parvum* (oo) cysts with ozone », *Water Research*, vol. 33, p. 2481.
- Rose, J. B., C. N. Haas et S. Regli (1991). « Risk assessment and control of waterborne giardiasis », *American Journal of Public Health*, vol. 81, n° 6, p. 709-713.
- Rose, J. B. et T. R. Slifko (1999). « *Giardia*, *Cyclospora*, and *Cryptosporidium* and their impact on foods: A review », *Journal of Food Protection*, vol. 62, p. 1059-1070.
- Rose, J. B. et coll. (1996). « Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility », *Water Research*, vol. 30, n° 11, p. 2785-2797.
- Roxstrom-Lindquist, K. et coll. (2006). « *Giardia* immunity – An update », *Trends in Parasitology*, vol. 2, n° 1, p. 26-31.
- Ryu, H. (2003). « *Microbial Quality and Risk Assessment in Various Water Cycles in the South-western United States* », dissertation de doctorat, Département de génie civil et climatique, Tempe, Arizona State University.
- Ryu, H. et coll. (2007). « Assessment of the risk of infection by *Cryptosporidium* and *Giardia* in non-potable reclaimed water », *Water Science and Technology*, vol. 55, n°s 1-2, p. 283-290.
- Saint-Laurent Vision 2000. « *La consommation d'eau potable* », <http://slv2000.qc.ca/bibliotheque/centre_docum/bilan_sante/eau_potable/micro_organismes_f.htm>.
- Salgot, M. et coll. (2006). « Wastewater reuse and risk : Definition of key objectives », *Desalination*, n° 187, p. 29-40.
- Schönning, C. et coll. (2007). « Microbial risk assessment of local handling and use of human faeces », *Journal of Water and Health*, vol. 5, n° 1, p. 117-128.
- Shuval, H., Y. Lampert et B. Fattal (1997). « Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture », *Water Science and Technology*, vol. 35, n°s 11-12, p. 15-20.
- Slifko, T. R., H. V. Smith et J. B. Rose (2000). « Emerging parasite zoonoses associated with water and food », *International Journal for Parasitology*, vol. 30, p. 1379-1393.

- Srikanth, R. et D. Naik (2004). « Prevalence of giardiasis due to wastewater reuse for agriculture in the suburbs of Asmara City, Eritrea », *International Journal of Environmental Health Research*, vol. 14, n° 1, p. 43-52.
- Takumi, K. et coll. (2009). « Transmission risk of human trichinellosis », *Veterinary Parasitology*, vol. 159, n°s 3-4, p. 324-327.
- Teunis, P., C. Chappell et P. Okhuysen (2002a). « *Cryptosporidium* dose response studies: Variation between isolates », *Risk Analysis*, vol. 22, n° 1, p. 175-183.
- Teunis, P., C. Chappell et P. Okhuysen (2002b). « *Cryptosporidium* dose response studies: Variation between hosts », *Risk Analysis*, vol. 22, n° 3, p. 475-485.
- Teunis, P., I. Ogden et N. Strachan (2008b). « Hierarchical dose response of *E. coli* O157: H7 from human outbreaks incorporating heterogeneity in exposure », *Epidemiology and Infection*, vol. 36, n° 6, p. 761-770.
- Teunis, P., K. Takumi et K. Shinagawa (2004). « Dose response for infection by *Escherichia coli* O157:H7 from outbreak data », *Risk Analysis*, vol. 24, n° 2, p. 401-407.
- Teunis, P. et coll. (2005). « A reconsideration of the *Campylobacter* dose-response relation », *Epidemiology and Infection*, vol. 133, n° 4, p. 583-592.
- Teunis, P. F. M. et coll. (1997). « Assessment of the risk of infection by *Cryptosporidium* or *Giardia* in drinking water from a surface water source », *Water Research*, vol. 31, n° 6, p. 1333-1346.
- Teunis, P. F. M. et coll. (2008a). « Norwalk virus : How infectious is it ? », *Journal of Medical Virology*, vol. 80, n° 8, p. 1468-1476.
- USEPA (1993). 40 Code of Federal Regulations, Part 503, *Fed. Regist.* vol. 58, n° 32, p. 9248-9415.
- USEPA (1997). *Exposure Factors Handbook, Vol II Food Ingestion Factors*, Washington, National Centre for Environmental Assessment.
- USEPA (2002). *Child-Specific Factors Handbook*, EPA/600/P-00/002B, Washington, National Centre for Environmental Assessment.
- Wendel, A. M. et coll. (2009). « Multistate outbreak of *Escherichia coli* O157: H7 infection associated with consumption of packaged spinach, August-September 2006: The Wisconsin investigation », *Clinical Infectious Diseases*, vol. 48, p. 1079-1086.
- Westrell, T. et coll. (2004). « QMRA (Quantitative Microbial Risk Assessment) and HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse », *Water Science and Technology*, vol. 50, n° 2, p. 23-30.
- Yang, S. et coll. (2000). « Infection of immunosuppressed C57BL/6N adult mice with a single oocyst of *Cryptosporidium parvum* », *Journal of Parasitology*, vol. 86, n° 4, p. 884-887.
- Zmirou-Navier, D., L. Goffi-Laroche et P. Hartemann (2006). « Waterborne microbial risk assessment: A population-based dose-response function for *Giardia* spp », *BMC Public Health*, vol. 6, p. 122, <<http://www.biomedcentral.com/1471-2458/6/122>>.

Page Laissée Vide Intentionnellement

Outils pour l'analyse des risques

Mise à jour des directives de 2006 de l'OMS

*Duncan Mara, Andrew J. Hamilton, Andrew Sleight,
Natalie Karavarsamis et Razak Seidu*

■ RÉSUMÉ

Ce chapitre examine les développements qui ont découlé de la publication, en 2006, des directives de l'OMS relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture. Les six principaux développements sont : la reconnaissance que le fardeau supplémentaire tolérable des maladies pourrait se révéler comme une exigence exagérée dans le contexte de nombreux pays en développement ; les avantages de se concentrer sur les risques d'infection isolés pour mesurer des foyers potentiels d'épidémies lorsqu'on évalue l'acceptabilité des risques ; une méthode plus rigoureuse pour estimer les risques annuels ; la disponibilité des données dose-réponse en ce qui concerne le norovirus ; l'utilisation de l'EQRM pour estimer les risques d'infection liés à *Ascaris* ; ainsi qu'une évaluation détaillée des réductions de pathogènes obtenues grâce au lavage et à la désinfection des produits. La mise en place de ces développements entraînera des estimations plus réalistes de réduction des pathogènes requises pour l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture, et aussi l'utilisation de processus plus simples de traitement des eaux usées.

■ INTRODUCTION

Depuis la publication en 2006 des directives de l'OMS relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées traitées en agriculture (OMS, 2006), il y a eu plusieurs développements pertinents sur les techniques d'analyse de risques et sur l'interprétation des risques qui en découlent. Parmi ceux-ci se trouvent :

- La reconnaissance qu'un fardeau supplémentaire tolérable de maladie qui équivaut à une perte $\leq 10^{-6}$ en années de vie corrigées de l'incapacité (AVCI) par personne par année (pppa) pourrait être trop exigeant dans le contexte de nombreux pays en développement et qu'une perte d'AVCI $\leq 10^{-5}$ ou même $\leq 10^{-4}$ pppa pourrait s'avérer suffisante pour protéger la santé des populations (OMS, 2007).
- Un argument convaincant selon lequel il faut se concentrer sur les risques d'infection isolés pour mesurer le « foyer potentiel d'épidémie », plutôt que les risques annuels seulement lorsqu'on évalue l'acceptabilité des risques (Signor et Ashbolt, 2009).
- Une méthode d'estimation des risques annuels plus rigoureuse (Karavarsamis et Hamilton, 2010; voir aussi Benke et Hamilton, 2008).
- La disponibilité des données dose-réponse pour le norovirus (Teunis et coll., 2008).
- L'utilisation de l'EQRM pour estimer les risques d'infection liés à *Ascaris* (Navarro et coll., 2009).
- L'évaluation de la réduction des pathogènes obtenue grâce au lavage et à la désinfection des produits (Amoah et coll., 2007).

■ 1. FARDEAU TOLÉRABLE DES MALADIES MOINS EXIGEANT

Dans son ouvrage sur les niveaux de protection (*levels of protection*), qui compte parmi les documents de la révision évolutive de ses directives sur la qualité de l'eau potable, l'OMS (2007) déclare : « dans des lieux ou situations où le fardeau global des maladies découlant d'expositions microbiennes, chimiques ou radiologiques à travers l'ensemble des voies d'exposition est très élevé, établir un risque annuel [de perte] d'AVCI de 10^{-6} par personne par année à la suite d'une exposition d'origine hydrique aura peu d'impact sur le fardeau global des maladies dans cette zone. Par conséquent, établir un niveau moins exigeant de risque acceptable, de l'ordre de 10^{-5} ou 10^{-4} d'AVCI perdues par personne par année à la suite d'une exposition d'origine hydrique serait plus réaliste, tout en respectant l'objectif d'offrir une eau plus sûre de grande qualité et en favorisant une amélioration progressive de la qualité de l'eau. » En suivant les mêmes principes que ceux du cadre de travail de Stockholm (Fewtrell et Bartram, 2001), ceci pourrait être adapté et appliqué à l'utilisation des eaux usées en agriculture.

Ainsi, pour les collectivités qui présentent des taux élevés de maladies diarrhéiques, il est probablement irréaliste d'établir un fardeau supplémentaire tolérable de maladies qui équivaut à une perte d'AVCI $\leq 10^{-6}$ pppa ; un niveau plus réaliste pourrait être une perte d'AVCI $\leq 10^{-5}$ pppa pour les consommateurs de légumes irrigués avec des eaux usées et mangés crus et une perte d'AVCI $\leq 10^{-4}$ pppa pour ceux qui travaillent (ou jouent) dans les champs irrigués avec des eaux usées. Pour ces derniers, on pourrait établir un niveau moins exigeant si on leur donne l'option de faire un choix éclairé en ce qui concerne leurs conditions de travail et donc leurs risques professionnels (il s'agit d'un groupe de personnes facilement identifiable qui peut recevoir un traitement au besoin, par exemple des sels par voie orale pour la réhydratation et des médicaments anti-helminthiases).

Les travailleurs agricoles seraient ainsi protégés, au moins partiellement, par un traitement des eaux usées atteignant une réduction des pathogènes de deux ordres de grandeur inférieurs à celle obtenue avec une perte d'AVCI $\leq 10^{-6}$ pppa, qui constitue une baisse de seulement une à deux unités logarithmiques. De même, les consommateurs seraient protégés par une réduction globale des pathogènes d'un ordre de grandeur inférieur à celle obtenue avec une perte d'AVCI $\leq 10^{-6}$ pppa, qui correspond à une baisse de seulement une à deux unités logarithmiques par le traitement des eaux usées, complété par une baisse de quatre à cinq unités logarithmiques obtenues grâce aux mesures post-traitement de contrôle pour la protection de la santé. Cette question sera traitée ultérieurement dans ce livre.

■ 2. RISQUES D'INFECTION ISOLÉS POUR MESURER LE « FOYER POTENTIEL D'ÉPIDÉMIE »

La probabilité d'infection utilisée comme référence d'acceptabilité est généralement celle calculée pour une probabilité d'infection sur toute une année, où des événements d'exposition indépendants au cours de l'année permettent d'estimer le risque annuel (comme présenté dans la section ci-dessous). Cependant, le niveau instantané de risque d'infection pour la population exposée varie au cours de l'année, avec des foyers d'épidémies habituellement associées à des périodes plus courtes de risque accru. Signor et Ashbolt (2009) présentent des arguments en faveur de l'adoption généralisée de périodes de référence plus courtes (c'est-à-dire par exposition ou par jour) avec des probabilités d'infection ciblées qui serviront à évaluer les rapports et les références sur les risques. Ils soutiennent que, ce faisant, on aurait la chance d'améliorer la gestion des risques des maladies associées à l'eau, avec en plus une stimulation pour réduire l'apparition et l'impact d'événements responsables des pics. Signor et Ashbolt suggèrent que pour la conception ou la fonctionnalité d'un objectif visant un risque annuel de maladie de 10^{-4} par personne, une probabilité quotidienne de tomber malade ou une probabilité d'exposition à une seule maladie de 10^{-6} par personne

respecterait les objectifs initialement visés, tout en favorisant la prise en charge des mesures pour contrôler le développement des fluctuations à court terme de risques défavorables. On pourrait généraliser cela à un risque de maladie isolé de $10^{-(x+y)}$ pppa pour un risque annuel acceptable de maladie de 10^{-x} par personne, où la valeur de y dépend de la fréquence de l'exposition. Les risques d'infection correspondants seraient bien entendu plus bas.

■ 3. MÉTHODE PLUS RIGOUREUSE D'ESTIMATION DES RISQUES ANNUELS

Karavarsamis et Hamilton (2010) recommandent une méthode supérieure d'estimation des risques annuels d'infection à partir des simulations d'EQR-Monte Carlo. Cette méthode est décrite en détail à l'encadré 5.1 à titre d'approche A. En résumé, elle représente adéquatement la variation quotidienne du risque d'infection dans la détermination du risque annuel, à la différence de la pratique courante (approche B), qui consiste à extrapoler une estimation imprécise du risque annuel à partir du risque d'infection de n'importe quelle journée d'exposition (comme dans la procédure utilisée par Mara et coll., 2007, et dans les directives de 2006 de l'OMS). Karavarsamis et Hamilton font remarquer que des calculs répétés par le biais de la simulation ne résolvent pas les lacunes de la dernière approche : ils produisent simplement une distribution d'estimations imprécises. Les estimations des risques découlant de l'utilisation des deux méthodes dans cinq contextes d'irrigation avec des eaux usées, présentés dans le tableau 5.1, montrent que bien que les risques médians des deux méthodes soient semblables, la méthode de Karavarsamis et Hamilton atteint un taux de 95 % de risques, ce qui est parfois considéré comme risque annuel minimum et qui se situe à un ordre de grandeur inférieur à celui de la méthode de l'OMS (2006).

Encadré 5.1 REPRÉSENTATION AMÉLIORÉE DE L'INCERTITUDE DANS LA MODÉLISATION DES RISQUES ANNUELS D'INFECTION

Les premières méthodes d'EQR pour l'irrigation avec des eaux usées avaient tendance à utiliser directement des modèles déterministes, où les paramètres des modèles étaient représentés par des valeurs uniques (estimations ponctuelles) (par exemple Asano et coll., 1992 ; Shuval et coll., 1997). Plus récemment, des techniques de modélisation, telle que la méthode de Monte Carlo (MMC), ont été utilisées et favorisées avec comme objectif de tenir compte de l'incertitude (OMS, 2006). Toutefois, pour utiliser ces outils de manière appropriée et efficace, il faut faire plus que remplacer seulement les estimations ponctuelles par des distributions de probabilité : cela exige aussi qu'on porte une attention particulière à la structure des modèles, aux hypothèses et aux calculs.

Ayant utilisé des modèles d'exposition et des modèles dose-réponse pour déterminer le risque d'infection, p , par exposition, la probabilité totale d'infection pour n expositions, $P_{\Sigma j}$, est donnée par la formule suivante :

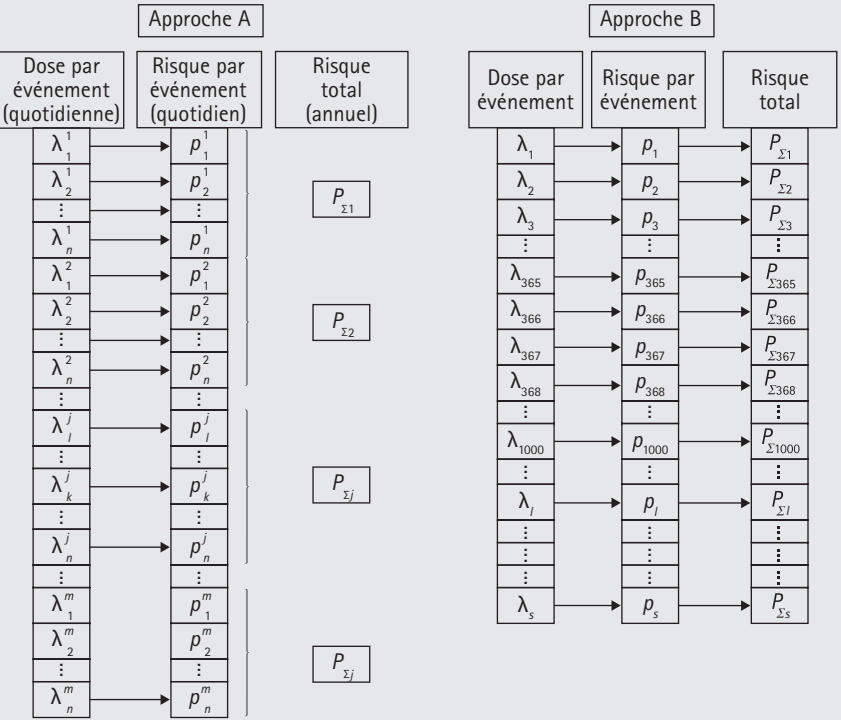
$$P_{\Sigma j} = 1 - \prod_{k=1} (1 - P_k^j)$$

5.1

où P_k^j représente la probabilité d'infection pour le k^e itération d'une exposition dans la j^e simulation, et où on prend pour acquis que les événements sont indépendants.

Visiblement, si on présume qu'une exposition survient chaque jour de l'année, alors P_k^j représente un risque quotidien (c'est-à-dire $n = 365$) et $P_{\Sigma j}$ un risque annuel. La MMC peut être utilisée pour prédire la dose, λ_k^j s, à partir d'un modèle d'exposition, qui peut ensuite alimenter un modèle dose-réponse pour produire P_k^j . Cela peut se faire n fois et l'équation 5.1 peut être utilisée pour donner une estimation unique du risque total, P_{Σ} (figure 5.1). L'ensemble de ce processus peut être répété m fois pour obtenir une distribution simulée de $P_{\Sigma j}$ en vue d'obtenir une variation de l'estimation du risque annuel. Ainsi, cette approche comprend des simulations j ($j = 1, 2, \dots, m$) qui incluent des itérations k ($k = 1, 2, \dots, n$).

Figure 5.1 SCHÉMA DES MÉTHODES RECOMMANDÉES (APPROCHE A) ET NON RECOMMANDÉES (APPROCHE B) POUR LES RISQUES ANNUELS D'INFECTION



Source : Les auteurs.

Si chaque exposition présente la même probabilité d'infection (c'est-à-dire constante), p , alors l'équation 5.1 se réduit à :

$$P_{\Sigma I} = 1 - (1 - p)^n \quad 5.2$$

pour une simulation donnée, I . L'équation 5.2 convient parfaitement pour une prédiction simple d'évaluation de risques, où la probabilité d'infection est décrite par une seule valeur constante, p , pour chaque événement d'exposition. Le plus souvent, il n'existe qu'une seule valeur de dose disponible et celle-ci est alors utilisée pour alimenter un modèle dose-réponse et produire une probabilité d'infection unique. L'équation 5.1 ne constitue tout simplement pas une option dans de telles circonstances. Il y a des limites associées à la représentation de la dose, et par conséquent de la probabilité d'infection, par une valeur unique (Benke et Hamilton, 2008). Quoi qu'il en soit, l'équation 5.2 est un moyen logique de déterminer le risque total dans l'hypothèse d'une probabilité d'infection constante par exposition.

Néanmoins, des problèmes surviennent lorsque cette hypothèse de probabilité d'infection constante par événement constant n'est pas respectée. Cela a surtout eu lieu dans le cas d'utilisation d'équations stochastiques pour l'évaluation quantitative de risques microbiologiques et où l'équation 5.2 avait servi dans la méthode de Monte Carlo pour tenir compte de l'incertitude dans l'analyse de la distribution des doses (par exemple, van Ginneken et Oron, 2000 ; Hamilton et coll., 2006 ; Mara et coll., 2007 ; Seidu et coll., 2008 ; OMS, 2006). Cette méthode est représentée schématiquement dans la figure 5.1 comme l'approche B. Pour une simulation, I , donnée, une dose, λI , est tirée et, suivant la mise en œuvre du modèle dose-réponse, cela donne lieu à une probabilité d'infection par événement, p_i . Il convient de remarquer que pour cette approche, une itération équivaut à une simulation. Ensuite, dans une tentative non valide de déterminer une estimation du risque total, ce processus est ensuite répété s fois. La principale erreur de cette approche est que l'hypothèse de probabilité d'infection constante par événement de l'équation 5.1 n'est pas respectée. Manifestement, p_i ($i = 1, 2, \dots, s$) n'est pas un élément constant pour chaque événement de n . Répéter l'équation 5.1 des milliers de fois avec une « constante » différente constitue simplement une pseudo-répétition, de même que reproduire une composante du risque total de plusieurs fois n'est pas la même chose que simuler des répétitions du risque annuel. L'objectif de la MMC de caractériser l'incertitude dans l'estimation du risque total n'est donc pas atteint dans l'approche B, et par conséquent, nous recommandons maintenant l'approche A.

■ 4. ESTIMATIONS DES RISQUES D'INFECTION AU NOROVIRUS

Le virus pathogène de « référence » utilisé dans les directives de 2006 était le rotavirus. Toutefois, le norovirus (NV) est un meilleur virus de référence, qui est une cause très courante, si ce n'est la plus courante, des gastro-entérites, et certainement la cause la plus courante des gastro-entérites d'origine virale touchant tous les groupes d'âge (Widdowson et coll., 2005), bien que le rotavirus touche principalement les enfants de moins de trois ans. Pour ce virus, il existe maintenant des données dose-réponse (Teunis et coll., 2008).

Tableau 5.1 COMPARAISON DES MÉTHODES DE KARAVARSAMIS ET HAMILTON (2010) ET DE L'OMS (2006) POUR DÉTERMINER LES RISQUES ANNUELS D'INFECTION AU ROTAVIRUS PPPA LIÉS À LA CONSOMMATION DE LAITUES IRRIGUÉES AVEC DES EAUX USÉES^a

Qualité des eaux usées (<i>E. coli</i> par 100 ml)	Risque d'infection au rotavirus par personne par année			
	OMS (2006)		Karavarsamis et Hamilton (2010)	
	Médian	95 ^e centile	Médian	95 ^e centile
10 ² -10 ⁶	1	1	1	1
10 ³ -10 ⁴	0,29	0,70	0,36	0,39
100-1 000	3,4 × 10 ⁻²	0,11	4,5 × 10 ⁻²	4,9 × 10 ⁻²
10-100	3,5 × 10 ⁻³	1,3 × 10 ⁻²	4,6 × 10 ⁻³	5,1 × 10 ⁻³
1-10	3,4 × 10 ⁻⁴	1,2 × 10 ⁻³	4,6 × 10 ⁻⁴	5,1 × 10 ⁻⁴

^a Estimations obtenues à l'aide de 10 000 simulations de Monte Carlo. Hypothèses : 100 g de laitue mangée par personne tous les deux jours ; 10 à 15 ml d'eaux usées restant sur 100 g de laitue après l'irrigation ; 0,1-1 rotavirus par 10⁵ *E. coli* ; aucune mortalité des pathogènes ; $N_{50} = 6,7 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,253 \pm 25\%$.

Source : Les auteurs.

Les risques tolérables d'infections et de maladies causées par des NV correspondant à une perte tolérable d'AVCI de 10⁻⁵ pppa ont été déterminés en utilisant une perte d'AVCI de 9 × 10⁻⁴ par cas de maladie provoquée par des NV (Kemmeren et coll., 2006) et d'un rapport maladie/infection aux NV de 0,8 (Moe, 2009), comme suit :

$$\begin{aligned} \text{Risque tolérable de maladies causées par des NV} &= \frac{\text{Perte tolérable d'AVCI pppa}}{\text{Perte d'AVCI par cas de maladie causée par des NV}} = \frac{10^{-5}}{9 \times 10^{-4}} = 1.1 \times 10^{-2} \text{ pppa } 5,3 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Risque tolérable d'infections causées par des NV} &= \frac{\text{Risque tolérable de maladies causées par des NV pppa}}{\text{Ration maladies/infections causées par des NV}} = \frac{1,1 \times 10^{-2}}{0.8} = 1.4 \times 10^{-2} \text{ pppa } 5,4 \end{aligned}$$

L'ensemble des données de Teunis et coll. (2008) sur les doses-réponses des NV a été utilisé à la place de l'équation du modèle bêta de Poisson dans le programme informatique de la méthode d'EQRMC pour déterminer les risques médians d'infections au NV pppa (Teunis et Havelaar, 2000) ; le programme s'inspirait de la méthode de Karavarsamis et Hamilton, décrite dans cette section. Les estimations obtenues du risque médian sont présentées dans le tableau 5.2, de même que les hypothèses sur lesquelles elles s'appuient (qui sont les mêmes que celles utilisées dans les directives de 2006, mais sans la mortalité massive des pathogènes) (Mara et Sleight, 2010a). Cela montre qu'une réduction de cinq unités logarithmiques se traduit par un risque d'infection au NV de 2,9 × 10⁻² pppa, ce qui est seulement un peu plus élevé qu'un risque tolérable d'infection au NV de 1,4 × 10⁻² pppa déterminé plus haut.

Tableau 5.2 RISQUES MÉDIANS D'INFECTION AU NOROVIRUS PAR PERSONNE PAR ANNÉE LIÉS À LA CONSOMMATION, TOUS LES DEUX JOURS, DE 100 G DE LAITUE IRRIGUÉE AVEC DES EAUX USÉES^a

Qualité des eaux usées (<i>E. coli</i> par 100 ml)	Risque médian d'infection au norovirus pppa
10 ⁷ -10 ⁸	1
10 ⁶ -10 ⁷	1
10 ⁵ -10 ⁶	1
10 ⁴ -10 ⁵	0,94
10 ³ -10 ⁴	0,25
100-1 000	2,9 × 10 ⁻²
10-100	2,9 × 10 ⁻³
1-10	2,9 × 10 ⁻⁴

^a Estimations obtenues à l'aide de 10 000 simulations de Monte Carlo. Hypothèses : 10 à 15 ml d'eaux usées restant sur 100 g de laitue après l'irrigation ; 0,1-1 norovirus par 10⁵ *E. coli* ; aucune mortalité massive entre la dernière irrigation et la consommation.

Source : Mara et Sleight (2010a).

5. ESTIMATIONS DES RISQUES D'INFECTION À ASCARIS

Les directives 2006 de l'OMS relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture (OMS, 2006) font la même recommandation pour les œufs d'helminthes que dans leur version de 1989 (OMS, 1989) : ≤ 1 œuf de nématode intestinal chez l'humain par litre d'eaux usées traitées. Les nématodes intestinaux humains les plus importants ici sont : *Ascaris lumbricoides* (ascaris de l'homme), *Trichuris trichiura* (trichocéphale de l'homme), *Ancylostoma duodenale* et *Necator americanus* (ankylostomes de l'homme). Cependant, des études épidémiologiques au Mexique ont montré que même si cette valeur recommandée protège les adultes, elle ne protège pas les enfants de moins de 15 ans (Blumenthal et coll., 1996). Blumenthal et coll. (2000) ont donc recommandé d'abaisser la valeur recommandée à ≤ 0,1 œuf par litre là où des enfants de moins de 15 ans sont exposés et où les conditions du sol favorisent la survie des œufs. Mais cette recommandation n'a pas été acceptée par le groupe international d'experts qui a participé à l'élaboration et à la révision des directives lors d'une rencontre qui s'est tenue à Genève en juin 2005, en raison du fait qu'il est trop difficile de mesurer sur le terrain une concentration d'œufs aussi faible que 0,1 par litre. Cependant, si les eaux usées sont traitées dans des étangs de stabilisation (ES), qui représentent généralement le meilleur processus de traitement des eaux usées dans les pays en développement (Mara, 2004), la concentration d'œufs dans l'effluent peut se déterminer simplement à partir de la concentration d'œufs dans les eaux usées brutes (qui est relativement facile à mesurer), en utilisant l'équation de réduction des œufs dans les ES donnée par Ayres et coll. (1992).

Puisque les directives de 2006 de l'OMS ne protègent pas la santé des enfants de moins de 15 ans contre les maladies causées par des nématodes intestinaux (à moins qu'ils ne soient déparasités à la maison ou à l'école), l'EQRМ peut servir à déterminer comment protéger au mieux les enfants de moins de 15 ans contre les infections à *Ascaris*, maintenant que des données dose-réponse sur *Ascaris* sont disponibles (pour plus de détails, voir le chapitre 4).

Pour une perte tolérable d'AVCI de 10^{-5} pppa, une perte d'AVCI par cas d'ascaridiose de $8,25 \times 10^{-3}$ (Chan, 1997) avec, comme pire scénario, un rapport maladie/infection à *Ascaris* de un (c'est-à-dire que tous ceux qui sont infectés aux *Ascaris* développent une ascaridiose), le risque tolérable d'infection à *Ascaris* s'obtient de la manière suivante :

$$\frac{\text{Perte tolérable d'AVCI pppa}}{\text{Perte d'AVCI par cas d'ascaridiose}} = \frac{10^{-5}}{8,25 \times 10^{-3}} = 1,2 \times 10^{-3} \text{ pppa} \quad 5,5$$

Les risques médians d'infection à *Ascaris* pppa liés à la consommation de carottes crues irriguées avec des eaux usées contenant un nombre précis d'œufs d'*Ascaris* par des enfants de moins de 15 ans ont été déterminés à l'aide d'un programme informatique d'EQRМ-Monte Carlo, s'inspirant de la méthode de Karavarsamis et Hamilton, décrite dans ce chapitre. Les estimations obtenues des risques médians d'infection à *Ascaris*, de même que les hypothèses sur lesquelles elles s'appuient, sont présentées dans le tableau 5.3 (Mara et Sleight, 2010b). Cela montre qu'une contamination d'un œuf par litre se traduit par un risque d'infection à *Ascaris* de 6×10^{-3} pppa et une contamination de 0,1 œuf par litre, par un risque de 6×10^{-4} pppa; ces risques sont respectivement plus et moins élevés que le risque tolérable d'infection à *Ascaris* de 10^{-3} pppa déterminé plus haut. On pourrait en déduire une confirmation de la conclusion de Blumenthal et coll. (1996), selon laquelle une contamination ≤ 1 œuf par litre ne protège pas les enfants de moins de 15 ans, et ainsi renforcer la recommandation de Blumenthal et coll. (2000) selon laquelle, lorsque des enfants de moins de 15 ans sont exposés, la valeur guide devrait être un niveau de contamination $\leq 0,1$ œuf par litre. Cependant, comme il est mentionné dans les directives 2006 de l'OMS (et dans le chapitre 3), les mesures de contrôle post-traitement pour la protection de la santé (tableau 5.4) permettent d'atteindre des niveaux significatifs de réduction des pathogènes et par conséquent, le traitement des eaux usées n'a pas à viser la réduction totale des pathogènes nécessaire pour protéger la santé des consommateurs. Nous abordons cette question plus en profondeur plus loin.

■ 6. RÉDUCTION DES PATHOGÈNES OBTENUE GRÂCE AU LAVAGE ET À LA DÉSINFECTION DES PRODUITS

Les directives de 2006 allouent une réduction des pathogènes de une unité logarithmique au lavage dans de l'eau propre des légumes irrigués avec des eaux usées, une réduction de deux unités logarithmiques à la désinfection des produits et

Tableau 5.3 RISQUES MÉDIANS D'INFECTION À *ASCARIS* LIÉS À LA CONSOMMATION DE CAROTTES CRUES IRRIGUÉES AVEC DES EAUX USÉES CHEZ DES ENFANTS DE MOINS DE 15 ANS^a

Nombre d'œufs d' <i>Ascaris</i> par litre d'eaux usées	Risque médian d'infection à <i>Ascaris</i> pppa	Notes
100-1 000	0,86	Eaux usées brutes dans des régions hyper endémiques.
10-100	0,24	Eaux usées brutes dans des régions endémiques.
1-10	$2,9 \times 10^{-2}$	Eaux usées traitées.
1	$5,5 \times 10^{-3}$	Qualité des eaux usées devant respecter les directives de 1989 et 2006 de l'OMS.
0,1-1	$3,0 \times 10^{-3}$	Eaux usées à très haut niveau de traitement.
0,1	$5,5 \times 10^{-4}$	Qualité des eaux usées recommandée par Blumenthal et coll. (2000).
0,01-0,1	$3,0 \times 10^{-4}$	Eaux usées traitées dans des régions non endémiques.

^a Estimations obtenues à l'aide de 10 000 simulations de Monte Carlo. Hypothèses : 30 à 50 g de carottes crues consommées par enfant par semaine (Navarro et coll., 2009) ; 3-5 ml d'eaux usées restant sur 100 g de carottes après l'irrigation (Mara et coll., 2007) ; $N_{50} = 859 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,104 \pm 25\%$; aucune mortalité massive des *Ascaris* entre l'irrigation finale et la consommation.

Source : Mara et Sleight (2010b).

Tableau 5.4 RISQUES MÉDIANS D'INFECTION AU NOROVIRUS PPPA LIÉS À LA CONSOMMATION DE 10 À 12 G DE LAITUE IRRIGUÉE AVEC DES EAUX USÉES QUATRE FOIS PAR SEMAINE^a

Qualité des eaux usées (<i>E. coli</i> par 100 ml)	Risque médian d'infection au norovirus pppa
10^7 - 10^8	1
10^6 - 10^7	1
10^5 - 10^6	0,97
10^4 - 10^5	0,30
10^3 - 10^4	$3,6 \times 10^{-2}$
100-1 000	$3,6 \times 10^{-3}$
10-100	$3,6 \times 10^{-4}$
1-10	$3,6 \times 10^{-5}$

^a Estimations obtenues grâce à 10 000 simulations de Monte Carlo. Hypothèses : 10 à 15 ml d'eaux usées restant sur 100 g de laitue après l'irrigation ; 0,1-1 norovirus par 10^5 *E. coli* ; aucune mortalité massive des pathogènes entre la dernière irrigation et la consommation.

Source : Mara et Sleight, 2010a et b.

aussi une réduction de deux unités logarithmiques à l'épluchage des produits. Amoah et coll. (2007) ont fait des enquêtes sur des « méthodes de lavage courantes et améliorées pour la réduction des coliformes et des œufs d'helminthes sur les légumes » dans les zones urbaines de l'Afrique occidentale, où on a découvert que 56 à 90 pour cent des ménages et 80 à 100 pour cent des restaurants utilisent un certain désinfectant pour laver les légumes-feuilles crus, alors que les autres utilisent uniquement de l'eau. Lors d'études en laboratoire, la désinfection des légumes avec de l'eau de Javel® (une solution de chlore couramment utilisée pour laver la salade en Afrique occidentale francophone) a permis d'obtenir une réduction de trois unités logarithmiques de coliformes fécaux sur la laitue après un temps de contact de dix minutes et un rinçage ultérieur dans de l'eau propre. Les œufs d'helminthes ont été éliminés plus efficacement de la laitue en la lavant sous l'eau du robinet ; cela a permis d'obtenir une réduction de neuf à un œuf par 100 g. Plus de détails sur le sujet sont donnés dans le chapitre 12.

■ 7. APPLICATION EN AGRICULTURE URBAINE DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT

Le niveau d'exposition varie en fonction des différences dans les habitudes de consommation, ce qui doit être pris en compte dans les calculs de risques. Par exemple, Seidu et coll. (2008) ont révélé que les habitants des zones urbaines du Ghana consomment généralement de 10 à 12 g de laitue dans des « aliments prêts à manger » quatre jours par semaine. Cela fait référence à une situation précise dans un pays en développement et peut, ou pas, représenter ce qui se passe ailleurs, mais c'est beaucoup moins que les 100 g de laitue consommés tous les deux jours mentionnés par Shuval et coll. (1997) pour illustrer la situation en Israël. Les risques d'infection pour cette consommation ghanéenne de laitue ont été simulés à l'aide d'un programme informatique d'EQRМ-Monte Carlo s'inspirant de la méthode de Karavarsamis et Hamilton, décrite dans ce chapitre. Les risques qui en découlent, de même que les hypothèses sur lesquelles ils s'appuient, sont présentés dans le tableau 5.4, qui montre qu'une réduction de quatre unités logarithmiques entraîne un risque d'infection au norovirus de $3,6 \times 10^{-2}$ pppa, ce qui est légèrement supérieur au risque tolérable d'infection au norovirus déterminé dans la section pour une perte tolérable d'AVCI de 10^{-5} pppa. (Bien sûr, si une plus grande quantité de laitue était mangée, le risque d'infection augmenterait de façon correspondante.) La réduction nécessaire de quatre unités logarithmiques (tableau 5.4) pourrait être atteinte grâce, par exemple, à une réduction d'une unité logarithmique à travers le traitement des eaux usées et par une réduction de trois unités logarithmiques à travers la désinfection des produits (ou, si la désinfection n'est pas pratiquée de manière régulière ou fiable, une réduction de deux unités logarithmiques par le biais de la mortalité massive des pathogènes issue d'un délai entre la dernière irrigation et la récolte, et une réduction d'une unité logarithmique par le lavage des légumes dans de l'eau propre).

7.1. Répercussions pour le traitement des eaux usées

Dans l'exemple donné ci-dessus, le traitement des eaux usées est nécessaire pour obtenir seulement une réduction des pathogènes de l'ordre d'une unité logarithmique. Cela peut facilement se faire à l'aide de processus de traitement très simples, tels qu'un bassin anaérobie, un système à trois réservoirs ou trois bassins et une sédimentation sur toute une nuit. Le système à trois réservoirs ou à trois bassins est exploité comme un processus en série à alimentation intermittente : pour une journée donnée, le premier réservoir ou bassin est rempli avec des eaux usées, pendant que le contenu du second réservoir ou bassin est en sédimentation et que le contenu du troisième réservoir ou bassin est utilisé pour l'irrigation. Il s'agit d'un système très fiable et presque infailible. Dans l'agriculture urbaine à petite échelle, contrairement à l'agriculture à grande échelle, un seul réservoir suffit généralement (et est plus abordable) : pour une journée donnée, le contenu du réservoir est utilisé le matin pour arroser les cultures, puis le réservoir est de nouveau rempli et on laisse le temps au contenu de sédimenter jusqu'au lendemain matin.

En ce qui concerne les œufs d'helminthes, on estime que dans les régions où l'ascaridiose est endémique, les eaux usées brutes contiennent 100 œufs d'*Ascaris* par litre. Une réduction de trois unités logarithmiques des œufs est nécessaire pour obtenir une contamination résiduelle de 0,1 œuf par litre. Pour les légumes-racines consommés crus, et en presumant qu'une réduction de deux unités logarithmiques est obtenue grâce à l'épluchage des légumes avant la consommation (OMS, 2006), le traitement des eaux usées est nécessaire pour obtenir une réduction d'une unité logarithmique, de 100 à 10 œufs par litre. Il est possible d'obtenir cette réduction à l'aide d'une des trois méthodes décrites plus haut. Dans les régions hyper endémiques (1 000 œufs par litre d'eaux usées brutes), une réduction supplémentaire en unités logarithmiques est nécessaire ; cela pourrait se faire en lavant les légumes pelés avec une solution légère de détergent puis en les rinçant avec de l'eau propre.

■ NOTES

Les programmes informatiques d'EQRМ-Monte Carlo utilisés dans le cadre de ce chapitre sont disponibles à la page suivante : <<http://www.personal.leeds.ac.uk/~cen6ddm/QMRA.html>>. Tous ces programmes, à l'exception de celui qui concerne *Ascaris*, utilisent un intervalle pour une quantité donnée de pathogènes correspondant à une concentration en *E. coli* – par exemple, 0,1-1 pathogène par 10^5 *E. coli*. Cette approche a été suivie par Shuval et coll. (1997) et adoptée dans les directives de 2006 de l'OMS, puisqu'il y a très peu, et dans de nombreux cas pas du tout, de données sur le nombre de pathogènes dans les eaux usées des pays en développement, tandis que les données pour *E. coli* sont disponibles et si ce n'est pas le cas, faciles à obtenir. Toutefois, établir un intervalle pour la quantité de pathogènes à 10^5 - 10^5 par 10^5 *E. coli* dans les programmes

d'EORM-MC (c'est-à-dire assimilant les quantités de pathogènes à celles d'*E. coli*) signifie que les programmes déterminent directement les risques associés aux pathogènes, ainsi, la première colonne des tableaux 5.1, 5.2 et 5.4 illustrerait la qualité des eaux usées en termes de tranches de quantité de pathogènes par 100 ml (ou toute autre unité de volume utilisée), plutôt qu'en termes de tranche de quantité d'*E. coli* par 100 ml.

■ RÉFÉRENCES

- Amoah, P. et coll. (2007). « Effectiveness of common and improved sanitary washing methods in selected cities of West Africa for the reduction of coliform bacteria and helminth eggs on vegetables », *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12 (s2), p. 40-50.
- Asano, T. et coll. (1992). « Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data », *Water Science and Technology*, vol. 26, n° 7-8, p. 1513-1524.
- Ayres, R. M. et coll. (1992). « A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds », *Water Research*, vol. 26, n° 6, p. 863-865.
- Benke, K. K. et A. J. Hamilton (2008). « Quantitative microbial risk assessment: Uncertainty and measures of central tendency for skewed distributions », *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, vol. 22, n° 4, p. 533-539.
- Blumenthal, U. J. et coll. (1996). « Evaluation of the OMS nematode egg guidelines for restricted and unrestricted irrigation », *Water Science and Technology*, vol. 33, n° 10-11, p. 277-283.
- Blumenthal, U. J. et coll. (2000). « Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: Recommendations for revising the WHO Guidelines », *Bulletin of the World Health Organization*, vol. 78, n° 9, p. 1104-1116.
- Chan, M.-S. (1997). « The global burden of intestinal nematode infections – fifty years on », *Parasitology Today*, vol. 13, n° 11, p. 438-443.
- Fewtrell, L. et J. Bartram (2001). *Water Quality: Guidelines, Standards and Health; Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease*, Londres, Association internationale de l'eau (AIE) pour le compte de l'Organisation mondiale de la santé.
- Ginneken, M. van et G. Oron (2000). « Risk assessment of consuming agricultural products irrigated with reclaimed wastewater: An exposure model », *Water Resources Research*, vol. 36, n° 9, p. 2691-2699.
- Hamilton, A. J. et coll. (2006). « Quantitative microbial risk assessment models for consumption of raw vegetables irrigated with reclaimed water », *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 72, n° 5, p. 3284-3290.
- Karavarsamis, N. et A. J. Hamilton (2010). « Estimators of annual infection probability », *Journal of Water and Health*, vol. 80, p. 365-373.
- Kemmeren, J. M. et coll. (2006). *Priority Setting of Foodborne Pathogens: Disease Burden and Costs of Selected Enteric Pathogens* (rapport 330080001/2006 de RIVM), Bilthoven, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Mara, D. D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*, Londres, Earthscan.
- Mara, D. D. et P. A. Sleight (2010a). « Estimation of norovirus infection risks to consumers of wastewater-irrigated food crops eaten raw », *Journal of Water and Health*, vol. 8, n° 1, p. 39-43.
- Mara, D. D. et P. A. Sleight (2010b). « Estimation of *Ascaris* infection risks in children under 15 from the consumption of wastewater-irrigated carrots », *Journal of Water and Health*, vol. 8, n° 1, p. 35-38.

- Mara, D. D. et coll. (2007). « Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies », *Journal of Water and Health*, vol. 5, n° 1, p. 39-50.
- Moe, C. L. (2009). « Preventing norovirus transmission: How should we handle food handlers ? », *Clinical Infectious Diseases*, vol. 48, n° 1, p. 38-40.
- Navarro, I. et coll. (2009). « Application of helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolids application on soil », *Journal of Water and Health*, vol. 7, n° 1, p. 31-44.
- OMS (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture* Technical Report Series n° 778, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2007). *Levels of Protection*, Genève, Organisation mondiale de la santé, disponible à la page suivante : <http://www.who.int/water_sanitation_health/gdwqrevision/levelsofprotection/en/index.html>, consulté le 28 mars 2009.
- Seidu, R. et coll. (2008). « Quantification of the health risk associated with wastewater reuse in Accra, Ghana: A contribution toward local guidelines », *Journal of Water and Health*, vol. 6, n° 4, p. 641- 671.
- Shuval, H. I., Y. Lampert et B. Fattal (1997). « Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture », *Water Science and Technology*, vol. 35, n°s 11-12, p. 15-20.
- Signor, R. S. et N. J. Ashbolt (2009). « Comparing probabilistic microbial risk assessments for drinking-water against daily rather than annualised infection probability targets », *Journal of Water and Health*, vol. 7, n° 4, p. 535-543.
- Teunis, P. F. M. et A. H. Havelaar (2000). « The beta-Poisson dose-response model is not a single-hit model », *Risk Analysis*, vol. 20, n° 4, p. 513-520.
- Teunis, P. F. M. et coll. (2008). « Norwalk virus: How infectious is it ? », *Journal of Medical Virology*, vol. 80, n° 8, p. 1468-1476.
- Widdowson, M.-A. et coll. (2005). « Norovirus and foodborne disease, United States, 1991–2000 », *Emerging Infectious Diseases*, vol. 11, n° 1, p. 95-102.

Contraintes non pathogènes liées à l'irrigation avec des eaux usées

Manzoor Qadir et Christopher A. Scott

■ RÉSUMÉ

Le volume et l'ampleur des eaux usées urbaines générées par l'utilisation domestique, industrielle et commerciale de l'eau ont augmenté parallèlement à la croissance de la population, l'urbanisation, l'industrialisation, l'amélioration des conditions de vie et le développement économique. La plupart des gouvernements des pays en développement ne disposent pas de ressources suffisantes pour traiter les eaux usées. Par conséquent, malgré les restrictions officielles et les répercussions possibles sur la santé, les agriculteurs de nombreux pays en développement utilisent les eaux usées sous formes diluées, non traitées ou partiellement traitées et en retirent un large éventail de bénéfices. Outre les dangers microbiologiques, la pratique peut poser une variété d'autres risques potentiels : un ajout excessif et souvent déséquilibré d'éléments nutritifs dans le sol ; l'accumulation de sels dans le sol (selon la source d'eau, particulièrement des sels de sodium) ; des concentrations plus élevées de métaux et de métalloïdes (notamment où il y a des industries) qui atteignent des niveaux phytotoxiques à long terme ; de même que l'accumulation de nouveaux contaminants, comme les produits pharmaceutiques résiduels. Comme toutes ces possibilités de contraintes liées à l'utilisation des eaux usées varient considérablement selon les sites et les régions, il convient de bien contrôler la qualité des eaux usées, leurs sources et leur utilisation pour une évaluation localisée des risques et de leur atténuation.

■ INTRODUCTION

L'augmentation de la population, l'urbanisation, de meilleures conditions de vie et le développement économique ont conduit à une production de volumes d'eaux usées de plus en plus importants, issus des secteurs domestique, industriel et commercial (Asano et coll., 2007 ; Lazarova et Bahri, 2005 ; Qadir et coll., 2009). Dans la plupart des pays en développement, les systèmes de drainage et d'évacuation des rejets urbains regroupent les eaux usées domestiques et industrielles. Bien que les gouvernements des pays en développement disent que la gestion de la qualité de l'eau demeure une priorité et une préoccupation majeure, la plupart d'entre eux ne disposent pas de ressources suffisantes pour traiter les eaux usées. En Inde, seulement 24 pour cent des eaux usées générées par les ménages et les industries sont traitées avant d'être utilisées en agriculture ou d'être rejetées dans les rivières (Minhas et Samra, 2003). Au Pakistan, seuls deux pour cent des eaux usées sont traitées (IWMI, 2003). On trouve des défis similaires dans d'autres régions de l'Asie, de l'Afrique et de l'Amérique latine (Scott et coll., 2004). Dans la plupart des villes des pays en développement, il n'y a pas d'installations de traitement des eaux usées et lorsqu'il y en a, elles ne fonctionnent pas correctement (Qadir et coll., 2007). Par conséquent, des eaux usées partiellement traitées, diluées ou non traitées sont détournées puis utilisées par des agriculteurs urbains et périurbains pour faire pousser une gamme de cultures (Ensink et coll., 2002 ; Murtaza et coll., 2009).

Contrairement à la situation de la gestion des eaux usées dans la majorité des pays en développement, l'utilisation d'eaux usées recyclées (traitées) a subi une croissance au cours des dernières années dans plusieurs pays du Moyen-Orient et de l'Afrique du Nord, de la Méditerranée, et dans certaines régions des États-Unis, de l'Amérique latine et de l'Australie (Qadir et coll., 2007 ; USEPA, 2004).

Malgré les restrictions officielles et les répercussions possibles sur la santé, les agriculteurs de nombreux pays en développement utilisent des eaux usées diluées, non traitées ou partiellement traitées parce que :

- Les eaux usées sont une source d'eau fiable, ou souvent la seule source disponible, pour l'irrigation durant toute l'année.
- L'irrigation avec des eaux usées permet souvent de réduire la nécessité d'épandre des engrais, car elles contiennent des éléments nutritifs.
- Les eaux usées nécessitent moins d'énergie, même lorsqu'il faut les pomper, si la source d'eau propre est une eau souterraine profonde, ce qui réduit les coûts.
- Les eaux usées génèrent des avantages supplémentaires, y compris des revenus plus élevés provenant de la production et de la commercialisation de cultures de grande valeur ajoutée telles que les légumes, ce qui crée des possibilités d'emploi à l'année (Buechler et Mekala, 2005 ; IWMI, 2003 ; Keraita et Drechsel, 2004 ; Keraita et coll., 2008 ; Lazarova et Bahri, 2005).

Les recherches et les prises de décisions sur l'irrigation avec des eaux usées ont davantage porté sur les impacts pour la santé des consommateurs et producteurs de légumes, sur les conséquences économiques relatives à la subsistance des producteurs, de même que sur la diversité, la qualité et les prix des produits. Toutefois, les répercussions biophysiques (à la fois positives et négatives) de l'utilisation et de la gestion des eaux usées dans les écosystèmes agricoles ont suscité relativement peu d'attention (Asano et coll., 2007 ; Lazarova et Bahri, 2005 ; Pescod, 1992 ; Pettygrove et Asano, 1985 ; Qadir et coll., 2009).

Ce chapitre porte sur la qualité environnementale des eaux usées et de leurs sites d'utilisation, y compris les plans d'eau naturels où elles sont rejetées, par le biais de l'analyse d'études de cas conceptuelles et empiriques des composants et processus suivants : les niveaux de concentration en macro-éléments et oligo-éléments ; les concentrations en sels totaux et en ions spécifiques ; les concentrations en métaux lourds ; ainsi que la présence et la concentration en composés organiques. La qualité environnementale et les possibilités et contraintes liées à ces composants et processus (tableau 6.1) constituent le centre d'intérêt de ce chapitre. Les risques liés aux organismes pathogènes (les virus, les bactéries, les protozoaires, les œufs d'helminthes et les coliformes fécaux) sont étudiés dans les chapitres 3, 4 et 5.

■ 1. SOURCES D'EAUX USÉES ET RÉPERCUSSIONS POSSIBLES

« Eaux usées » est un terme générique utilisé pour toute eau dont la qualité a été compromise par des activités anthropiques. Les eaux usées urbaines peuvent être considérées comme une combinaison d'une partie ou de l'ensemble des effluents domestiques, avec des effluents provenant d'établissements commerciaux et industriels en plus des eaux pluviales qui ne s'infiltrent pas dans le sol, et divers autres types d'écoulements urbains. Les eaux usées contiennent un large spectre de contaminants provenant de différentes sources qui justifient un traitement convenable pour retirer de telles substances avant d'utiliser l'eau en agriculture pour faire pousser une large variété de cultures.

Les eaux grises constituent 50 à 80 pour cent des eaux usées résidentielles. Il s'agit d'un terme précis qui fait référence aux eaux domestiques issues du lavage de la vaisselle, de la lessive et des bains, mais elles n'incluent pas les eaux usées provenant des toilettes, qu'on appelle des eaux noires. Les eaux grises se distinguent des eaux noires par leur quantité et leur composition en contaminants chimiques et biologiques. Elles tiennent leur nom de leur apparence trouble et de leur état d'eau ni douce, ni très polluée.

Les eaux usées contiennent différents types et niveaux de concentration en composants indésirables, selon leur origine et leur degré de traitement. En règle générale, les eaux usées industrielles contiennent des concentrations plus élevées en métaux, métalloïdes, matières volatiles et semi-volatiles, que les eaux usées domestiques et elles nécessitent un traitement plus poussé avant qu'on

Tableau 6.1 COMPOSANTS DES EAUX USÉES ET RÉPERCUSSIONS POSSIBLES

Composants	Impacts		Répartition géographique
	Positifs	Négatifs	
Macro-éléments : azote (N), phosphore (P) et potassium (K)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Aucun besoin ou besoin limité d'engrais chimiques contenant de l'azote, du phosphore et du potassium. ▪ L'azote fourni par les eaux usées contribue à la bonne levée des cultures dans les premières phases de croissance en atténuant les effets négatifs de l'excédent de sels présent dans les eaux usées ou dans le sol avant l'irrigation. ▪ Le phosphore ajouté aux sols irrigués par les eaux usées contribue à la bonne conduite des cultures tout au long de la période de croissance. ▪ La concentration optimale de potassium contribue à atteindre la maturité et une bonne qualité des cultures, tout en atténuant les effets négatifs de l'excédent de sels (particulièrement le sodium) issu de l'irrigation avec des eaux usées ou présent dans le sol avant l'irrigation. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Un excédent d'azote par le biais des eaux usées peut favoriser une croissance végétative excessive (biomasse verte), des retards dans la maturité des plantes, une pourriture noire et un faible rendement économique. ▪ Un excédent d'azote et de phosphore dans les eaux usées peut causer l'eutrophisation de cours d'eau naturels et dans les systèmes d'irrigation, la croissance indésirable d'algues, de périphytons et de mauvaises herbes. ▪ Le lessivage de l'azote peut entraîner la pollution des eaux souterraines et la méthémoglobinémie (généralement chez les nourrissons) dans des cas où on boit des eaux souterraines riches en azote (notamment des concentrations élevées de nitrates, NO_3). ▪ Le phosphore peut s'accumuler dans le sol, où il reste immobile. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Particulièrement dans les pays en développement, où les eaux usées ont de grandes concentrations en matières organiques (de sources domestiques, résidentielles et d'industrie de transformation alimentaire) et sont utilisées sous formes non traitées, partiellement traitées ou diluées.

<p>Matières dissoutes totales (MDT) et principaux éléments ioniques : sodium (Na), calcium (Ca), magnésium (Mg), chlorure (Cl) et bore (B)</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Le calcium fourni par les eaux usées améliore la structure du sol et compense les effets négatifs des concentrations élevées en sodium et en magnésium découlant de l'irrigation. ▪ Une concentration élevée d'électrolytes, particulièrement celle découlant des sels de calcium, améliore les propriétés hydrauliques des sols à faible perméabilité. ▪ Un excédent de sodium et de magnésium peut entraîner la détérioration de la structure du sol et des effets indésirables sur les propriétés hydrauliques telles que le taux d'infiltration et la conductivité hydraulique. ▪ Un excédent de sels a une incidence sur la croissance des plantes par le biais des processus osmotiques. ▪ Possibilité d'effets ioniques spécifiques, y compris la phytotoxicité, avec le chlore, le bore et le sodium. ▪ Détérioration de la qualité naturelle des eaux de surface recevant des eaux usées ou des eaux de drainage issues des terres irriguées avec des eaux usées. ▪ Le lessivage du sel dans les eaux souterraines. ▪ Particulièrement dans les régions arides et semi-arides comportant des terres généralement à salinité élevée où on pratique une irrigation à grande échelle avec des eaux usées et où le drainage agricole est soit inexistant ou non fonctionnel, dans les endroits où on réutilise des eaux de drainage salées pour l'irrigation.
<p>Métaux et métalloïdes : cadmium (Cd), chrome (Cr), nickel (Ni), zinc (Zn), plomb (Pb), arsenic (As), sélénium (Se), mercure (Hg), cuivre (Cu), manganèse (Mn)</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Aucun besoin ou besoin minimal d'engrais fournissant des ions métalliques essentiels comme le cuivre, le zinc, le fer et le manganèse. ▪ Des concentrations excédentaires dans les sols irrigués et dans l'environnement peuvent atteindre des niveaux phytotoxiques. ▪ Absorption systématique par les plantes, notamment celles consommées par les hommes et les animaux. ▪ Toxicité possible chez les hommes et les animaux. ▪ Contamination possible des eaux souterraines dans des conditions de forte perméabilité du sol et de nappe phréatique peu profonde. ▪ Particulièrement dans les régions à industrialisation rapide, comme l'Asie du Sud et du Sud-Est, où les rejets industriels sont souvent mélangés aux eaux usées domestiques. ▪ En Afrique, plus localisée par exemple près des zones minières ou des tanneries.

Tableau 6.1 COMPOSANTS DES EAUX USÉES ET RÉPERCUSSIONS POSSIBLES (suite)

Composants	Impacts		Répartition géographique
	Positifs	Négatifs	
Teneur élevée en matières organiques, en matières en suspension et en particules d'algues	<ul style="list-style-type: none"> Les matières organiques ajoutées par le biais des eaux usées améliorent la structure du sol ; peuvent accroître la capacité d'échange cationique, avec une possibilité de libération graduelle des éléments nutritifs essentiels à la croissance des plantes. Les matières organiques peuvent aussi contenir certains ions métalliques indésirables sous des formes moins disponibles pour les plantes. Peuvent contenir des éléments nutritifs. 	<ul style="list-style-type: none"> Obturation de réseaux de micro-irrigation comme les goutteurs et les disperseurs d'arrosage. Conditions d'hypoxie en raison de la baisse de la concentration d'oxygène dissous dans l'eau. Apparition possible de conditions septiques Possibilité d'une plus grande mortalité chez les poissons et les autres espèces aquatiques. 	<ul style="list-style-type: none"> Particulièrement dans les pays en développement où les eaux usées à haute teneur en résidus d'origines alimentaire, industriel ou organique sont utilisées sous formes brutes ou partiellement traitées.
Contaminants émergents (produits pharmaceutiques résiduels, composés perturbateurs endocriniens, résidus actifs de produits d'hygiène personnelle)	<ul style="list-style-type: none"> Peu de preuves démontrant une absorption par les plantes et une incorporation dans la chaîne alimentaire, spécialement dans les pays en développement où l'utilisation de produits pharmaceutiques et de cosmétiques est inférieure à celle des pays développés. 	<ul style="list-style-type: none"> Contamination possible des eaux souterraines par les contaminants émergents et d'autres contaminants, notamment dans des conditions de forte perméabilité du sol et de nappe phréatique peu profonde. 	<ul style="list-style-type: none"> Particulièrement dans les pays développés où les industries libèrent des produits pharmaceutiques résiduels, des composés perturbateurs endocriniens et des résidus actifs de produits d'hygiène personnelle dans les eaux usées sans traitement.
Pathogènes : virus, bactéries, protozoaires, œufs d'helminthes, coliformes fécaux	<ul style="list-style-type: none"> Aucuns 	<ul style="list-style-type: none"> Ils peuvent entraîner une variété de maladies transmissibles chez les agriculteurs, les vendeurs et les consommateurs telles que la diarrhée, la fièvre typhoïde, la dysenterie, le choléra, les gastro-entérites, l'ascaridiose, l'hépatite, l'ulcère, l'intoxication alimentaire. 	<ul style="list-style-type: none"> Particulièrement dans les pays à faible revenu des régions tropicales où l'assainissement est faible et la charge des maladies endémiques élevée, comme en Afrique subsaharienne.

puisse les évacuer ou les utiliser. En revanche, les eaux usées domestiques contiennent des concentrations plus élevées en pathogènes. En raison de la présence de résidus de détergents et de savons, les eaux usées domestiques sont habituellement alcalines ($\text{pH} > 7$), à moins qu'elles ne soient mélangées à certains composants industriels acides. Dans le cas d'un mélange d'eaux usées domestiques et industrielles, une situation courante dans les pays en développement, la composition des eaux usées brutes varie selon le type et le nombre des unités industrielles et les caractéristiques des composants résiduels. Le tableau 6.1 présente un aperçu des différents constituants des eaux usées et de leurs effets potentiels sur l'agriculture, les écosystèmes et la santé humaine, de même que leur importance à l'échelle régionale.

■ 2. AVANTAGES

2.1. Source d'approvisionnement en eau fiable pour l'irrigation

En général, un approvisionnement fiable en eau pour l'irrigation et un apport en éléments nutritifs essentiels constituent des intrants indispensables pour les systèmes de production agricole ; pour une large part, l'irrigation avec des eaux usées remplit ces deux conditions. Cela s'avère particulièrement important dans les situations où les eaux usées constituent la seule source d'eau d'irrigation disponible durant toute l'année. On estime qu'au moins 20 millions d'hectares sont irrigués de par le monde avec différentes formes d'eaux usées – traitées, non traitées, partiellement traitées et diluées (Jiménez et Asano, 2008 ; Raschid-Sally et Jayakody, 2008). En ce qui concerne le potentiel d'irrigation dans les pays qui produisent de grands volumes d'eaux usées, Minhas et Samra (2004) ont évalué que les eaux usées générées par les grands centres urbains en Inde seulement peuvent irriguer 1,5 million d'hectares. L'approvisionnement par ces eaux est continu et n'est pas tributaire de la pluie, bien qu'il soit toujours sujet à la pénurie pour cause de sécheresse, de défaillance des systèmes de canaux d'irrigation et d'accès à l'électricité. En dépit du fait que les parcelles dans les zones irriguées avec des eaux usées sont souvent petites, l'irrigation permet une exploitation agricole sur toute l'année, ce qui peut aider les petits exploitants à lutter contre la pauvreté.

2.2. Disponibilité des éléments nutritifs

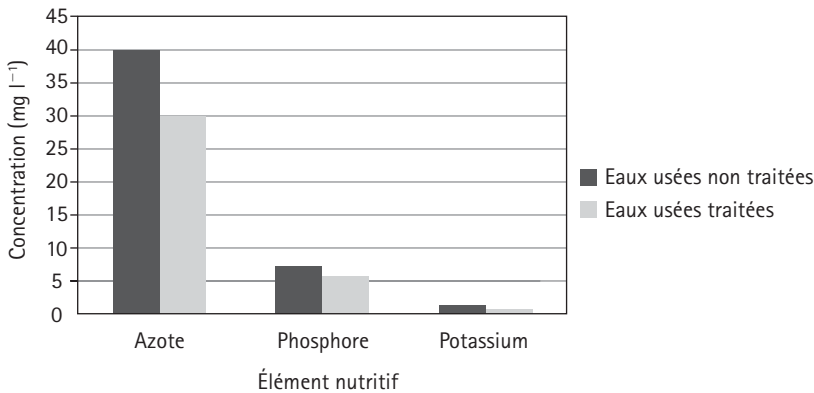
Le potentiel en éléments nutritifs des eaux usées est fonction de leur composition, qui à son tour est déterminée par des aspects liés à la source de production, à la dilution et au traitement. Le tableau 6.2 illustre bien cela et montre les concentrations en macro-éléments (azote, N ; phosphore, P ; et potassium, K) dans les eaux usées générées par certaines villes en Inde. Les concentrations de ces éléments nutritifs varient considérablement : N (11 à 98 mg par litre), P (1 à 30 mg par litre) et K (16 à 500 mg par litre).

Tableau 6.2 CONCENTRATIONS EN MACRO-ÉLÉMENTS (N, P, ET K) DANS LES EAUX USÉES GÉNÉRÉES PAR CERTAINES VILLES EN INDE

Lieu	N (mg l ⁻¹)	P (mg l ⁻¹)	K (mg l ⁻¹)	Références
Nagpur	55-68	9-11	31-37	Kaul et coll. (2002)
Calcutta	14-17	1-2	16	Mitra et Gupta (1999)
Haryana	32-70	15-30	250-500	Gupta et coll. (1998)
Haryana	25-98	4-13	28-152	Baddesha et coll. (1986)
Indore	11-64	1	20-54	CSSRI (2004)

Les concentrations en éléments nutritifs varient beaucoup dans les eaux usées. Bien que la capacité d’approvisionnement en éléments nutritifs soit considérée comme le principal atout dans l’utilisation des eaux usées en agriculture, bien gérer la mise à disposition de ces éléments nutritifs contenus dans les eaux usées constitue un défi. On considère généralement que le traitement réduit la majeure partie des éléments nutritifs, ce qui implique que les agriculteurs préfèrent les eaux usées non traitées aux eaux usées traitées comme source d’irrigation. Une évaluation comparative des concentrations en macro-éléments dans des eaux usées non traitées et des eaux usées traitées de Haryana, en Inde (figure 6.1), suggère l’inverse et révèle que les eaux usées traitées contenaient encore des concentrations suffisantes de ces éléments nutritifs (Yadav et coll., 2002). La concentration d’azote dans les eaux usées non traitées (40,1 mg par litre) était réduite à 29,7 mg par litre dans les eaux usées traitées, indiquant un maintien de 74 pour cent de l’azote. Les pourcentages de phosphore et de potassium dans les eaux usées traitées s’élevaient respectivement à 79 et 57 pour cent.

Figure 6.1 ÉVALUATION COMPARATIVE DES CONCENTRATIONS EN MACRO-ÉLÉMENTS DANS LES EAUX USÉES NON TRAITÉES ET TRAITÉES DE HARYANA (INDE)



Source : D’après les données de Yadav et coll. (2002).

En plus des macro-éléments, l'irrigation avec des eaux usées apporte aussi une variété d'oligo-éléments comme le fer (Fe), le zinc (Zn), le manganèse (Mn) et le cuivre (Cu). Le tableau 6.3 donne de l'information sur les concentrations en oligo-éléments dans les eaux usées générées par certaines villes en Inde.

Tableau 6.3 CONCENTRATIONS EN OLIGO-ÉLÉMENTS (Fe, Zn ET Mn) DANS LES EAUX USÉES GÉNÉRÉES PAR CERTAINES VILLES EN INDE

Lieu	Fe (mg l ⁻¹)	Zn (mg l ⁻¹)	Mn (mg l ⁻¹)	Références
Nagpur	1,41-1,57	0,9-1,2	0,14-0,20	Kaul et coll. (2002)
Calcutta	449-656	0,3-0,4	0,65-0,66	Mitra et Gupta (1999)
Haryana	6-25	1,6-28,0	0,8-2,8	Gupta et coll. (1998)
Haryana	0,6-21,8	0,13-0,90	0,25-0,60	Baddesha et coll. (1986)
Indore	0,14-0,21	0,01-0,11	0,19-2,14	CSSRI (2004)

Bien que la valeur fertilisante des eaux usées revête une grande importance, il convient d'assurer un contrôle périodique pour estimer les charges en éléments nutritifs des eaux usées et d'ajuster l'épandage d'engrais (Lazarova et Bahri, 2005). Un excès d'éléments nutritifs peut entraîner des déséquilibres dans l'alimentation fertilisante, une croissance végétative indésirable ou une maturité irrégulière, et cela peut aussi réduire la qualité des plantes et polluer les eaux souterraines et superficielles. Néanmoins, un approvisionnement optimal en macro-éléments et en oligo-éléments par le biais d'eaux usées traitées élimine ou minimise le besoin de recourir à l'épandage d'engrais chimiques dispendieux.

■ 3. MATIÈRES ORGANIQUES ET CARBONE ORGANIQUE

Comme pour l'approvisionnement en éléments nutritifs par le biais de l'irrigation avec des eaux usées, la présence de matières organiques dans les eaux usées peut avoir des répercussions positives ou négatives, selon la nature de ces matières. En ce qui a trait aux effets positifs, les matières organiques apportées par l'intermédiaire des eaux usées améliorent la structure du sol, agissent comme magasin à éléments nutritifs essentiels pour la croissance des cultures et augmentent certaines charges caractéristiques des sols irrigués, comme la capacité d'échange cationique (CEC) qui peut retenir des ions métalliques indésirables sur les sites d'échange cationique, les rendant ainsi moins disponibles pour les plantes. Puisque les métaux lourds sous forme ionique sont des ions à charge positive, une hausse de la CEC se traduit par une plus grande possibilité d'adsorption des cations sur les sites d'échange du sol.

Des études menées en Inde sur les effets à long terme de l'irrigation avec des eaux usées sur les caractéristiques physiques du sol révèlent une augmentation de la stabilité structurale, de la capacité de rétention, de la conductivité hydraulique et de la porosité totale (Jayaraman et coll., 1983 ; Minhas et Samra, 2004). Il y avait presque une hausse de ces paramètres pédologiques correspondant à la durée de l'irrigation avec des eaux usées. Par exemple, la conductivité hydraulique du sol irrigué avec de l'eau douce était de $19,1 \text{ cm h}^{-1}$, celle-ci est montée à $23,6 \text{ cm h}^{-1}$ après 15 ans d'irrigation avec des eaux usées, soit une hausse de 24 pour cent de la conductivité hydraulique du sol. Ce chiffre a atteint $26,6 \text{ cm h}^{-1}$ après 25 ans d'irrigation avec des eaux usées, soit une hausse de 39 pour cent par rapport aux sols irrigués avec de l'eau douce (tableau 6.4). Les données sur l'augmentation graduelle de la conductivité hydraulique dans les sols irrigués avec des eaux usées présument une hausse d'environ 1,5 pour cent par année. La conductivité hydraulique des sols est un paramètre physique essentiel qui indique la facilité du déplacement des eaux à travers le sol. L'augmentation d'autres paramètres physiques du sol, comme la stabilité structurale, la capacité de rétention et la porosité totale, contribuent au stockage de l'eau dans le sol, augmentant ainsi l'efficacité de l'utilisation de l'eau et la productivité. Cela s'avère particulièrement important dans des conditions où les ressources en eau pour l'agriculture sont rares.

Outre les effets bénéfiques des matières organiques sur les paramètres physiques du sol, la charge en carbone organique des sols irrigués avec des eaux usées augmente sans tenir compte des conditions pédologiques et agroclimatiques. Baddesha et coll. (1997) ont observé une hausse du niveau de carbone organique du sol dans la tranche supérieure de 0,3 m avec l'utilisation d'eaux usées pour l'irrigation en Inde. Minhas et Samra (2004) ont signalé que des sols sablo-limoneux irrigués avec des eaux usées présentaient des concentrations en carbone organique supérieures à ceux irrigués avec de l'eau souterraine. Des études sur les effets à long terme de l'irrigation avec des eaux usées indiquent une hausse de 80 pour cent du carbone organique du sol après 15 ans d'irrigation avec des eaux usées (Jayaraman et coll., 1983 ; Minhas et Samra, 2004). Le niveau du carbone organique dans les sols irrigués avec de l'eau douce était de 1,42 pour cent, celui-ci a augmenté jusqu'à 2,56 pour cent (figure 6.2). Telle qu'illustrée par la charge en carbone organique des sols irrigués avec des eaux usées pendant 25 ans, cette tendance est confirmée par l'observation du pourcentage en carbone organique qui a augmenté jusqu'à 4,63 pour cent, indiquant ainsi une hausse de 226 pour cent par rapport aux sols irrigués avec de l'eau douce, et une hausse de 81 pour cent par rapport aux sols irrigués avec des eaux usées pendant 15 ans.

Bien que les sols des régions arides et semi-arides présentent de faibles concentrations en carbone organique (Lal, 2001), cet apport en carbone est non seulement important pour que le sol réalise ses fonctions productives et environnementales, mais il joue également un rôle essentiel dans le cycle global

du carbone (Lal, 2004). En plus de fournir les éléments nutritifs essentiels et d'améliorer les caractéristiques physiques du sol, l'irrigation avec des eaux usées contribue à atténuer l'accélération de l'effet de serre en augmentant le carbone organique des sols, qui constitue un paramètre crucial de qualité des sols.

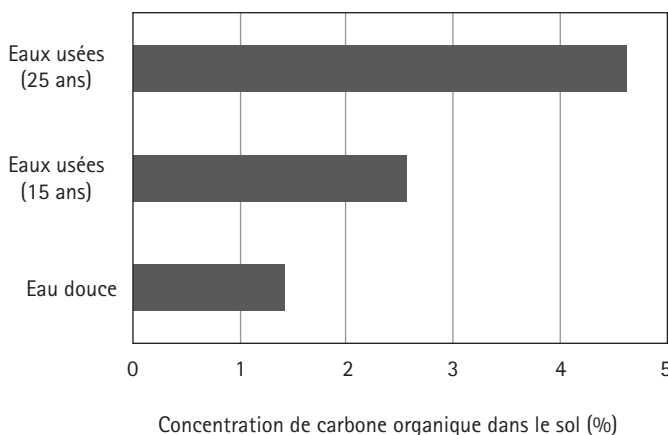
Tableau 6.4 LES EFFETS DE 15 ET 25 ANS D'IRRIGATION AVEC DES EAUX USÉES SUR DES CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES CHOISIES DES SOLS

Paramètre physique du sol	Eau douce	Eaux usées (15 ans)	Eaux usées (25 ans)
Stabilité structurale (%)	72,4	84,4 (17) ^a	83,5 (15)
Capacité de rétention (%)	33,2	49,7 (50)	59,8 (79)
Conductivité hydraulique (cm h ⁻¹)	19,1	23,6 (24)	26,6 (39)
Porosité totale (%)	36,2	49,7 (37)	59,8 (65)

^a Les figures entre parenthèses des deux dernières colonnes indiquent pour les paramètres choisis la hausse en pourcentage dans les sols irrigués avec des eaux usées par rapport aux sols irrigués avec de l'eau douce.

Source : Modifié à partir des données de Jayaraman et coll. (1983) ; Minhas et Samra (2004).

Figure 6.2 DYNAMIQUE DU CARBONE ORGANIQUE DANS LE SOL CONSÉCUTIVEMENT À L'IRRIGATION AVEC DE L'EAU DOUCE ET À L'IRRIGATION AVEC DES EAUX USÉES PENDANT 15 ET 25 ANS EN INDE



Source : D'après les données de Jayaraman et coll. (1983).

■ 4. SELS SOLUBLES ET CALCIUM

Les concentrations élevées en matières dissoutes de la plupart des eaux usées peuvent en général avoir des conséquences négatives sur leur utilisation pour l'irrigation, comme l'indique le tableau 6.1. Cependant, pour certains sols sodiques et salins sodiques ayant une faible perméabilité (un taux d'infiltration faible et une faible conductivité hydraulique), la présence d'électrolytes inorganiques dans les eaux usées, particulièrement lorsqu'ils sont issus de sels de calcium, améliore les propriétés hydrauliques. Ces sols se caractérisent par la présence en excès de sodium (Na^+) à des niveaux qui peuvent nuire à la structure du sol. Les problèmes structuraux de ces sols créés par certains processus physiques (la désagrégation, le foisonnement et la dispersion de minéraux argileux) et des conditions précises (croûtage superficiel et compactage) peuvent affecter la circulation de l'eau et de l'air, le ruissellement et l'érosion, l'ensemencement, la levée, la pénétration des racines et le développement des cultures (Qadir et Schubert, 2002). Par conséquent, des eaux usées à forte teneur en électrolytes avec une proportion adéquate en cations bivalents comme le Ca^{2+} peuvent servir à améliorer les sols sodiques et salins sodiques sans avoir à recourir à un amendement calcique (voir le chapitre 11).

■ 5. INCONVÉNIENTS

5.1. Excès d'éléments nutritifs

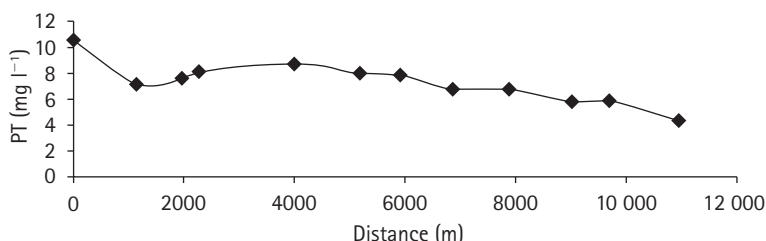
Maintenir des niveaux adéquats d'éléments nutritifs dans les eaux usées représente un défi important en raison des incidences négatives relatives à leur apport en excès dans les sols irrigués avec des eaux usées. Dans le cas des macro-éléments, comme l'azote et le phosphore, il existe trois possibilités d'incidence :

- Un excédent d'azote par le biais des eaux usées peut entraîner une croissance végétative excessive (biomasse verte), des retards dans la maturité des cultures, une pourriture noire et un faible rendement économique.
- Un excédent d'azote et de phosphore dans les eaux usées peut causer l'eutrophisation de cours d'eau naturels, la croissance indésirable d'algues, de périphytons et de mauvaises herbes dans les systèmes d'irrigation.
- Le lessivage de l'azote peut entraîner la pollution des eaux souterraines et la méthémoglobinémie (une réduction de la capacité du sang à transporter l'oxygène, élément vital, dans tout le corps, généralement chez les nourrissons) dans des cas où on boit des eaux souterraines riches en azote (notamment des concentrations élevées en nitrates, NO_3).

Les nitrates sont hautement solubles et peuvent se déplacer facilement dans les sols irrigués avec des eaux usées. Les conséquences de la rétention des éléments nutritifs et des autres contaminants des eaux usées dans le sol sont qu'ils n'atteignent pas les cours d'eau dans lesquels les eaux usées seraient autrement évacuées.

Quoi qu'il en soit, la répercussion du rejet des eaux usées sur les eaux réceptrices constitue un défi de taille. Notamment dans les régions arides et semi-arides, où le prélèvement d'eau d'irrigation à partir de courants fluviaux dont les débits dominants sont constitués de flux d'eaux usées et d'eaux de drainage, deux processus biophysiques ont été observés dans différents contextes à l'échelle mondiale. Premièrement, les concentrations élevées en éléments nutritifs ont tendance à s'améliorer grâce à l'utilisation des eaux usées sur les sols et au prélèvement du phosphore et de l'azote par les produits agricoles. Les plantes fourragères herbacées conviennent particulièrement à l'irrigation avec des eaux usées (avec un débit relativement continu toute l'année) et agissent pour retenir l'azote et le phosphore dans les eaux usées. La figure 6.3 présente les résultats sur la concentration de phosphore total (PT) par rapport aux distances en aval du point de déversement des eaux usées dans un fleuve au Mexique (Scott et coll., 2000).

Figure 6.3 PHOSPHORE TOTAL (PT) PAR RAPPORT AUX DISTANCES EN AVAL DU POINT DE DÉVERSEMENT, RIO GUANAJUATO (MEXIQUE), 1998



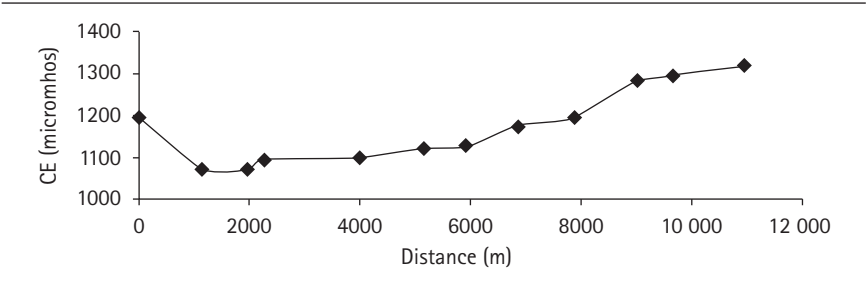
Source : Scott et coll. (2000).

Le deuxième processus est la concentration en sels dans les eaux réceptrices, liée à la fois aux taux élevés de matières dissoutes totales (MDT) contenus dans les eaux usées et à la grande utilisation de l'irrigation avec des eaux usées, soit à travers le lessivage ou la disponibilité dans les sources d'approvisionnement. La réutilisation successive d'eaux usées le long de la rivière accumule les MDT, alors que la demande biochimique d'oxygène (DBO) et les concentrations des autres éléments nutritifs diminuent, comme le montrent les figures 6.4 et 6.5 pour les rivières à flux d'eaux usées dominants localisées au Mexique, dans deux endroits distincts. McCartney et coll. (2008) ont signalé des résultats semblables pour Hyderabad, en Inde.

5.2. Excès en sels et en sodium

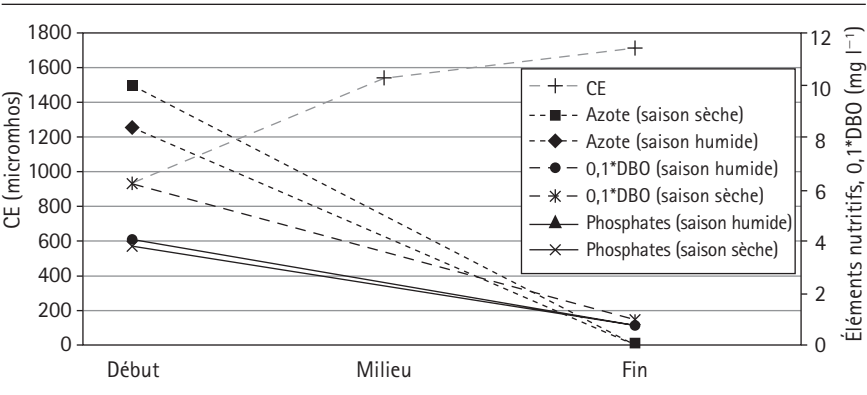
Comme mentionné plus haut, les eaux usées sont plus riches en sels que l'eau douce parce que les sels y sont ajoutés à partir de différentes sources (Qadir et Minhas, 2008). Il n'existe aucun moyen économiquement durable de retirer les sels lorsqu'ils s'intègrent aux eaux usées, parce que les techniques sont très coûteuses. C'est le cas des résines échangeuses de cations ou des membranes

Figure 6.4 CONDUCTIVITÉ ÉLECTRIQUE (CE) PAR RAPPORT AUX DISTANCES EN AVAL DU POINT DE DÉVERSEMENT, RIO GUANAJUATO (MEXIQUE), 1998



Source : Scott et coll. (2000).

Figure 6.5 QUALITÉ DE L'EAU DU DÉBUT À LA FIN, ZONE D'IRRIGATION DE TULA (MEXIQUE), 1997-1998



Source : Scott et coll. (2000).

d'osmose inverse, qui servent uniquement à produire de l'eau recyclée de grande qualité (Toze, 2006a). Les eaux usées salées contiennent des niveaux excédentaires de sels solubles, tandis que les eaux sodiques se caractérisent par des niveaux excédentaires de Na^+ . Dans de nombreux cas, les autres sels et le sodium (Na^+) sont présents dans des concentrations excédentaires, menant à des eaux usées salées et sodiques (Qadir et coll., 2007).

Les sels et les autres contaminants inorganiques dans les eaux usées proviennent de deux grandes catégories d'industries. La première catégorie comprend les industries qui produisent des déchets avec des concentrations élevées en sels. À titre d'exemple, on retrouve les usines de fibres textiles artificielles et l'industrie de fabrication de produits chimiques (hydroxyde de sodium, savon et détergents), entre autres. La deuxième catégorie comprend les industries qui produisent

des déchets toxiques de différents niveaux de toxicité ; par exemple des pesticides, des engrais, des produits pharmaceutiques et des déchets riches en chrome (Minhas et Samra, 2004). La quantité et le type de sels utilisés au sein d'une industrie et le traitement qui y est associé ont une incidence sur la qualité de ses eaux usées. De plus, les conséquences sont complexes lorsque les flux de saumures industrielles ou commerciales ne sont pas évacués dans des égouts distincts, mais dans les principaux égouts urbains qui transportent les eaux usées vers les installations de traitement ou vers des canaux d'évacuation qui donnent sur les champs des agriculteurs. Il n'existe pas de restrictions sur les concentrations de sel dans les eaux usées industrielles qui sont déversées dans les égouts urbains (Lazarova et Bahri, 2005). Par conséquent, les niveaux de salinité et de sodicité dans les mélanges d'eaux usées domestiques et d'eaux usées industrielles varient considérablement selon les concentrations de sels et le volume proportionnel d'eaux usées industrielles par rapport à celui des eaux usées domestiques.

Des caractéristiques associées à la salinité et à la sodicité des eaux usées générées dans différentes régions du sous-continent indien sont données au tableau 6.5. Les niveaux de salinité (CE) variaient de 1,9 à 4,0 dS m⁻¹, alors que les niveaux de sodicité (RAS) se situaient entre 3,2 et 20,8. En ce qui concerne l'accumulation de sels dans les sols irrigués à Faisalabad, au Pakistan, Simmons et coll. (2009) ont trouvé dans les sols irrigués avec des eaux usées des niveaux de salinité (CE) et de sodicité (RAS) de 51 à 63 pour cent supérieurs à ceux des champs irrigués avec de l'eau douce. En outre, l'alcalinité du sol avait augmenté légèrement avec l'irrigation par des eaux usées (pH de 8,92), par rapport à l'irrigation par l'eau des canaux (pH de 8,75).

Les sels excédentaires apportés par l'irrigation avec des eaux usées entraînent des effets négatifs sur les cultures, les sols et l'eau souterraine. La croissance des plantes est influencée par les effets osmotiques et spécifiques des ions, ainsi que par le déséquilibre ionique. Les effets osmotiques abaissent le potentiel hydrique externe, rendant l'eau moins disponible pour les plantes.

Tableau 6.5 SALINITÉ ET SODICITÉ MOYENNES DANS LES EAUX USÉES GÉNÉRÉES DANS LE SOUS-CONTINENT INDIEN

Lieu	CE (dS m ⁻¹) ^a	RAS	CSR (mmol _e l ⁻¹)	Références
Faisalabad	3,1	16,0	4,2	Qadir et Minhas (2008)
Karnailwala	2,3	12,6	2,3	Hussain (2000)
Judgewala	4,0	20,8	6,2	Hussain (2000)
Marzipura	3,0	16,7	5,2	Hussain (2000)
Haryana	1,9	3,2	4,5	Qadir et Minhas (2008)

^a Comme paramètre de salinité, CE fait référence à la conductivité électrique ; les paramètres de sodicité sont composés du rapport d'adsorption du sodium (RAS) et du carbonate de sodium résiduel (CSR).

Des niveaux excédentaires de certains ions, comme la Na^+ et le chlorure (Cl^-), entraînent des effets spécifiques aux ions et provoquent une toxicité ou une carence en certains éléments nutritifs dans les plantes (Grattan et Grieve, 1999). Dans le cas d'irrigation avec des eaux usées sodiques, les concentrations excédentaires de Na^+ et de bicarbonate (HCO_3^-) se traduisent par le développement graduel d'un problème de sodicité dans les sols, aboutissant ainsi à des problèmes structuraux liés à certains processus physiques (Qadir et Minhas, 2008). L'irrigation avec des eaux usées salines ou sodiques peut avoir une incidence sur la qualité de l'eau souterraine. Dans des sols bien drainés, il existe une possibilité de déplacement des sels et des autres contaminants à travers le profil pédologique vers des aquifères libres (Bond, 1998). La qualité des eaux usées, les caractéristiques du sol et la qualité initiale des eaux souterraines réceptrices sont les facteurs importants qui déterminent l'importance de l'effet des sels contenus dans les eaux usées sur la qualité des eaux souterraines.

5.3. Métaux et métalloïdes

Certains métaux et métalloïdes sont essentiels à la bonne croissance végétale, mais sont toxiques à des concentrations élevées; c'est par exemple le cas pour le cuivre (Cu), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le sélénium (Se) et le zinc (Zn). La plupart des industries dans les pays en développement rejettent des effluents non traités contenant différentes concentrations de métaux et de métalloïdes. Puisqu'il n'y a pas séparation des eaux industrielles et domestiques, les réseaux d'égout transportent un mélange d'eaux usées industrielles et domestiques. Les métaux particuliers rejetés ainsi que leurs concentrations varient selon le type d'industrie. Plusieurs études au Pakistan révèlent que les effluents déversés dans les principales villes du pays avaient des concentrations en chrome (Cr), plomb (Pb) et cadmium (Cd) plus élevées que les limites admissibles dans l'eau d'irrigation (Hussain, 2000; Khan et coll., 2007; Murtaza et coll., 2008). L'Organisation des Nations Unies pour le développement industriel (ONUDI, 2000) a signalé que les industries de textile, de tannerie, de peinture et de ciment à Karachi (Pakistan) rejetaient des effluents bruts contenant des concentrations de plomb (Pb) supérieures au seuil tolérable aux sorties des installations. En Afrique également, où les plus grandes industries sont situées souvent uniquement le long de la côte, on a trouvé des cours d'eau pollués par le chrome près des tanneries (Binns et coll., 2003). Les niveaux seuils de métaux et de métalloïdes sont présentés dans le tableau 6.6. Pour les niveaux seuils dans les sols, consulter Chang et coll. (2002).

Plusieurs études ont été menées pour évaluer l'influence de l'irrigation avec des eaux usées sur les concentrations de métaux et de métalloïdes dans les sols et les cultures (Bahri, 2009; Hamilton et coll., 2007; Lazarova et Bahri, 2005; Minhas et Samra, 2004; Qadir et coll., 2000; Simmons et coll., 2009). Dans un programme d'échantillonnage complet réalisé dans deux régions périurbaines de Faisalabad, au Pakistan, Simmons et coll. (2009) ont quantifié les effets de

Tableau 6.6 CONCENTRATIONS MAXIMALES RECOMMANDÉES (CMR)^a DANS L'EAU D'IRRIGATION DE QUELQUES MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES SÉLECTIONNÉS

Élément	CMR mg l ⁻¹	Remarques
Aluminium	5,00	Peut bloquer la productivité dans les sols acides (pH < 5,5), mais des sols plus alcalins au pH > 7,0 précipiteront les ions et élimineront toute toxicité.
Arsenic	0,10	La toxicité pour les plantes varie énormément, allant de 12 mg par litre pour le fourrage au Soudan à moins de 0,05 mg par litre pour le riz.
Béryllium	0,10	La toxicité pour les plantes varie énormément, allant de 5 mg par litre pour le chou vert à 0,5 mg par litre pour les haricots nains.
Cadmium	0,01	Toxique à des concentrations aussi faibles que 0,1 mg par litre dans la solution nutritive pour les haricots, les betteraves et les navets. On recommande des limites prudentes.
Chrome	0,10	Généralement pas reconnu comme élément essentiel de la croissance végétale. On recommande des limites prudentes.
Cobalt	0,05	Toxique pour les plants de tomates à 0,1 mg par litre dans la solution nutritive. Il a tendance à être inactivé par les sols neutres et alcalins.
Cuivre	0,20	Toxique pour un certain nombre de plantes de 0,1 à 1,0 mg par litre dans la solution nutritive.
Fer	5,00	Non toxique pour les plantes dans des sols aérés, mais peut contribuer à l'acidification des sols et à la perte de disponibilité du phosphore et du molybdène.
Lithium	2,50	Toléré par la plupart des cultures jusqu'à 5 mg par litre. Mobile dans le sol. Toxique pour les agrumes à de faibles concentrations avec une limite recommandée de < 0,075 mg par litre.
Manganèse	0,20	Toxique pour un certain nombre de cultures, de quelques dixièmes à quelques mg par litre dans les sols acides.
Molybdène	0,01	Non toxique pour les plantes à des concentrations normales dans le sol et l'eau. Peut s'avérer toxique pour le bétail si le fourrage est cultivé dans des sols présentant des concentrations élevées de molybdène libre.
Nickel	0,20	Toxique pour un certain nombre de plantes, de 0,5 à 1,0 mg par litre ; toxicité réduite à un pH neutre ou alcalin.
Plomb	5,00	Peut inhiber la croissance des cellules végétales à des concentrations très élevées.
Sélénium	0,02	Toxique pour les plantes à de faibles concentrations et toxique pour le bétail si le fourrage est cultivé sur des sols présentant des niveaux relativement élevés de sélénium.
Zinc	2,00	Toxique pour de nombreuses plantes à des niveaux très variés de concentrations ; toxicité réduite à pH ≥ 6,0 et dans des sols à texture fine ou organiques.

^a La concentration maximale repose sur un taux d'épandage de l'eau qui respecte les bonnes pratiques d'irrigation (10 000 m³ ha⁻¹ an⁻¹). Si le taux d'épandage de l'eau dépasse de beaucoup ce chiffre, les concentrations maximales devraient être ajustées en conséquence. Il n'y a pas lieu de faire un ajustement pour des taux d'application inférieurs à 10 000 m³ ha⁻¹ an⁻¹. Les valeurs données concernent l'eau utilisée à long terme dans un site.

Source : Ayers et Westcot (1985) ; Pescod (1992).

l'irrigation à long terme avec des eaux usées brutes sur la qualité des sols ainsi que les rendements et la qualité des grains et de la paille de trois variétés de blé. La paille de blé est utilisée comme fourrage dans la région. En ce qui concerne la contamination par des métaux lourds et les risques potentiels par le biais de la chaîne alimentaire fourrage-lait-aliments, ils n'ont pas trouvé de différences importantes dans les concentrations en cadmium et en zinc entre les parcelles irriguées avec de l'eau douce et celles irriguées avec des eaux usées à travers une analyse de sols ayant fait l'objet d'une attaque à l'eau régale. Les concentrations d'ions métalliques dans les sols restaient sous les niveaux maximaux admissibles préconisés par la Commission européenne pour le cadmium, le plomb et le zinc dans les sols amendés avec des boues. Dans toutes les variétés de blé soumises à l'irrigation avec des eaux usées, les concentrations de cadmium et de plomb restaient inférieures aux niveaux maximaux admissibles dans les produits alimentaires (tableau 6.7).

S'appuyant sur une enquête menée le long du fleuve Musi en Inde, Minhas et Samra (2004) ont détecté le transfert d'ions métalliques des eaux usées au lait de vache par le biais d'herbes cultivées dans des sols irrigués avec des eaux usées et utilisées pour nourrir les animaux. La proportion d'échantillons présentant des quantités excédentaires de polluants dans l'herbe allait de quatre pour cent pour le cadmium à 100 pour cent pour le plomb. Les échantillons de lait étaient hautement contaminés par les deux ions métalliques, de 1,2 à 40 fois supérieurs aux limites admissibles. Qadir et coll. (2000) ont découvert que dans le cas de l'irrigation avec des eaux usées brutes, les légumes-feuilles accumulaient certains métaux comme le cadmium en plus grandes quantités que les légumes sans feuilles. Sharma et coll. (2007) ont conclu que l'irrigation avec des eaux usées augmentait la contamination des parties comestibles des légumes par le cadmium, le plomb et le nickel, et que cela posait à long terme des risques potentiels pour la santé. Des conclusions similaires ont été documentées lors d'une étude menée à Harare, au Zimbabwe, où les agriculteurs utilisaient des eaux usées pour irriguer des légumes-feuilles (Mapanda et coll., 2005). En règle générale, les concentrations d'ions métalliques dans le tissu végétal augmentent avec les concentrations dans l'eau d'irrigation. Les concentrations dans les racines sont habituellement plus élevées que dans les feuilles.

En révisant l'utilisation de l'eau recyclée dans l'industrie australienne de production horticole, Hamilton et coll. (2005) ont classé les métaux potentiellement phytotoxiques contenus dans les eaux usées (eaux recyclées) en quatre groupes selon leur niveau de rétention dans le sol, leur transfert dans les plantes, leur phytotoxicité et leur risque potentiel dans la chaîne alimentaire. Ils ont classé le Cd, le Co, le Mo et le Se dans le groupe 4, celui qui pose les plus grands risques pour la santé humaine et animale, bien qu'ils soient présents dans les légumes irrigués avec des eaux usées à des concentrations qui ne sont habituellement pas phytotoxiques. Ceci est confirmé par l'OMS, qui place le bore et le cadmium sur la liste des métaux particulièrement préoccupants en raison de leur niveau élevé de toxicité et de bioaccumulation dans les légumes (OMS, 2006a).

Tableau 6.7 DIFFÉRENCES ENTRE LES CONCENTRATIONS MOYENNES D'IONS MÉTALLIQUES (Zn, Cd ET Pb) DANS LA PAILLE DE TROIS VARIÉTÉS DE BLÉ ET DANS LES ÉCHANTILLONS DE SOL AYANT FAIT L'OBJET D'UNE ATTAQUE À L'EAU RÉGALE DANS DES ZONES IRRIGUÉES AVEC L'EAU DE CANAUX ET DANS DES ZONES IRRIGUÉES AVEC DES EAUX USÉES

Irrigation	Concentration d'ions métalliques dans la paille de blé (mg kg ⁻¹)			Concentration d'ions métalliques dans le sol (mg kg ⁻¹)		
	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb
Eau de canaux	8,66 (±1,33) ^a	0,064 (±0,036)	0,353 (±0,204)	55,8 (±2,69)	1,56 (±0,147)	9,79 (±0,204)
Eaux usées	10,5 (±1,89)	0,173 (±0,133)	1,280 (±0,628)	58,7 (±6,79)	1,66 (±0,160)	8,62 (±1,33)
NMA ^b	- ^c	< 1,0	< 10,0	< 300	< 3,0	< 300

^a Les valeurs entre parenthèses indiquent un écart-type \pm .

^b Le niveau maximum admissible (NMA) s'inspire de la Directive de la Commission européenne 2002/32/EC pour le plomb (Pb) et le cadmium (Cd) dans les produits alimentaires et de la Directive 2002/32/EC pour les sols amendés avec des boues.

^c Non disponible.

Source : D'après les données de Simmons et coll. (2009).

L'apport non contrôlé de métaux et de métalloïdes dans les sols par le biais de l'irrigation avec des eaux usées n'est pas souhaitable, car lorsqu'ils se sont accumulés, il est très difficile de les enlever. Cette situation peut ensuite mener à la toxicité des plantes cultivées dans des sols contaminés ; à l'absorption par les légumes, entraînant des concentrations élevées de métaux et de métalloïdes dans le tissu végétal pouvant être nuisibles à la santé des humains ou des animaux qui consomment les cultures ; et au transport de cette contamination des sols aux eaux souterraines ou eaux de surface, rendant ainsi dangereuse l'utilisation de l'eau à d'autres fins (Murtaza et coll., 2009).

On peut déterminer le danger potentiel que posent les métaux et métalloïdes en évaluant leur charge cumulative totale dans les sols. Le tableau 6.8 renseigne sur la durée requise pour que les sols irrigués avec des eaux usées (capacité d'échange cationique, CEC 5-15 cmol_c kg⁻¹) atteignent leurs charges limites pour certains métaux et métalloïdes. Les données utilisées représentent des sols calcaires alluviaux provenant de trois endroits au Pakistan : Faisalabad, Peshawar et Haroonabad. La durée requise pour que le cadmium atteigne sa charge limite variait entre 13 ans pour la ville très industrialisée de Faisalabad à 67 ans pour la petite ville moins industrialisée de Haroonabad. Les estimations de charge en métaux et métalloïdes suggèrent que leur accumulation est un processus lent, même dans les cas d'irrigation avec des eaux usées non traitées. Cependant, il serait très difficile d'améliorer les sols lorsqu'ils atteignent les

Tableau 6.8 DURÉE PRÉVUE POUR QUE LES SOLS AGRICOLES IRRIGUÉS AVEC DES EAUX USÉES ATTEIGNENT LES CHARGES LIMITES EN MÉTAUX DANS TROIS ENDROITS AU PAKISTAN^a

Lieu	Métal	Concentration (mg L ⁻¹)	Apports annuels (kg ha ⁻¹) ^b	Charge limite (kg ha ⁻¹) ^c	Temps prévu (années)
Faisalabad	Cd	0,05	0,75	10	13
Peshawar	Cd	0,04	0,60	10	17
Haroonabad	Cd	0,01	0,15	10	67
Faisalabad	Cu	0,17	2,54	250	99
Peshawar	Cu	0,26	3,88	250	65
Haroonabad	Cu	0,35	5,22	250	48
Faisalabad	Ni	0,38	5,67	250	44
Peshawar	Ni	1,25	18,64	250	13
Haroonabad	Ni	0,14	2,09	250	120
Faisalabad	Pb	0,21	3,13	1 000	319
Peshawar	Pb	0,70	10,44	1 000	96
Haroonabad	Pb	0,04	0,60	1 000	1 676

^a Sols calcaires alluviaux.

^b Fondés sur une irrigation avec des eaux usées à 1,5 m de profondeur par année (15 000 m³ ha⁻¹).

^c En tenant compte de la capacité d'échange cationique (CEC) des sols : 5-15 cmol_c kg⁻¹.

charges limites en certains métaux et métalloïdes. Les quantités de métaux retirés par les cultures sont petites (< 10 pour cent des métaux apportés) comparativement aux quantités épandues sur les sols (Page et Chang, 1985).

5.4. Contaminants émergents préoccupants

Avec les changements apportés au mode de vie et l'augmentation des trains de vie, de plus en plus de contaminants sont rejetés dans les eaux usées, notamment des composés perturbateurs endocriniens, des hormones, des produits pharmaceutiques résiduels et des résidus actifs de produits d'hygiène personnelle (PHP). Les perturbateurs endocriniens (aussi appelés parfois agents hormonaux actifs) comprennent des composés d'oestradiol qu'on trouve couramment dans la pilule contraceptive, des phytoestrogènes, des pesticides et des produits chimiques industriels comme les phénols (tableau 6.9). Il s'agit de substances exogènes pouvant agir comme des hormones dans l'appareil endocrinien humain et perturber les fonctions des hormones endogènes. Ces substances ont tendance à être présentes à des concentrations très faibles même dans les eaux usées traitées et peuvent avoir des effets physiologiques nuisibles sur les animaux et les humains. Au moins 45 substances chimiques on été identifiées comme étant de potentiels polluants

Tableau 6.9 CONCENTRATIONS MAXIMALES TOLÉRABLES DE QUELQUES PESTICIDES, CONTAMINANTS ÉMERGENTS ET AUTRES POLLUANTS DANS LES SOLS IRRIGUÉS AVEC DES EAUX USÉES

Polluant	Concentration dans le sol mg kg ⁻¹	Polluant	Concentration dans le sol mg kg ⁻¹
Aldrine	0,48	Méthoxychlore	4,27
Benzène	0,14	HAP (comme benzo[a]pyrène)	16,0
Chlordane	3,00	PCB	0,89
Chloroforme	0,47	Pentachlorophénol	14,0
2,4-D	0,25	Pyrène	41,0
DDT	1,54	Styrène	0,68
Dichlorobenzène	15,0	2,4,5-T	3,82
Dieldrine	0,17	Tétrachloroéthane	1,25
Dioxines	0,00012	Tétrachloroéthylène	0,54
Heptachlore	0,18	Toluène	12,0
Hexachlorobenzène	1,40	Toxaphène	0,0013
Lindane	12,0	Trichloroéthane	0,68

Source : D'après *Human Health Protection* (Chang et coll., 2002 ; OMS, 2006a).

perturbateurs endocriniens, dont des contaminants industriels tels que les dioxines et les biphenyles polychlorés (PCB), les insecticides comme le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) et le carbaryl, et les herbicides (2,4-D et l'atrazine).

En plus de contenir des composés perturbateurs endocriniens, les eaux usées peuvent transporter également des hormones. L'irrigation avec des eaux usées riches en hormones peut accroître la production endogène d'hormones (phytohormones) dans les cultures de légumineuses comme la luzerne. L'ingestion de cultures fourragères par les moutons et les bovins peut entraîner des problèmes d'infertilité chez les animaux (Shore et coll., 1995). Pour de nombreuses substances, comme les œstrogènes stéroïdes, la biodégradation et la sorption constituent les principaux processus d'élimination. Toutefois, il y a toujours une pénurie d'information sur la persistance de plusieurs de ces substances dans le sol (Young et coll., 2004).

Les produits pharmaceutiques résiduels (par exemple les analgésiques, la caféine, les médicaments qui réduisent le cholestérol et les antibiotiques) constituent un autre groupe préoccupant. Certaines de ces substances ont tendance à persister même après un traitement avancé des eaux usées. On s'inquiète du fait que les sols irrigués avec des eaux usées contenant de tels contaminants ne puissent les retenir, entraînant ainsi leur percolation à travers les sols vers les eaux souterraines. Bien que de nombreux produits pharmaceutiques résiduels

ne soient pas nécessairement toxiques, ils peuvent avoir des répercussions sur la santé en raison de leurs effets sur les systèmes immunitaires et hormonaux des animaux et des humains.

Les niveaux de résidus des PHP actifs augmentent aussi dans les eaux usées. La percolation des résidus de PHP par le biais de sols irrigués avec des eaux usées a des conséquences sur la détérioration de la qualité des eaux souterraines, avec des effets subséquents possibles sur la santé humaine. Il peut aussi y avoir certains effets toxiques non spécifiés sous forme de développement de bactéries résistantes aux antibiotiques, à la suite de l'exposition répétée des pathogènes à des concentrations d'antibiotiques dans les eaux usées et les cours d'eau contaminés (Bouwer, 2005).

Bien que la présence de ces produits chimiques dans l'environnement et leurs potentielles conséquences écologiques soient généralement alarmantes, les concentrations trouvées jusqu'à présent dans les cours d'eau de surface et dans d'autres milieux environnementaux restent très faibles. Des effets possibles sur la santé ont été principalement associés à la vie aquatique (Young et coll., 2004), mais pas formellement aux humains, bien qu'il existe de nombreuses indications sur des possibilités d'effets nuisibles (Bouwer, 2005; Colborn et coll., 1993). Néanmoins, il y a toujours peu de données sur la présence et le devenir des micropolluants organiques : pendant et après l'irrigation, du point de vue de l'absorption par les cultures et des impacts possibles sur la santé humaine à travers la chaîne alimentaire par la consommation de légumes.

De nombreux produits chimiques pourraient subir une dégradation microbienne rapide ou une adsorption par les matières organiques du sol et seraient ainsi peu susceptibles de pénétrer le tissu végétal à partir de la racine (Chang et coll., 2002). Mais même dans cette éventualité, la comparaison des concentrations courantes dans les eaux usées brutes avec d'autres sources de ces produits chimiques indique jusqu'à présent des risques très faibles pour la santé des humains (Toze, 2006b). Nous avons besoin de plus d'études, particulièrement en ce qui concerne les modèles quantitatifs de simulation pour l'évaluation des risques.

■ 6. ÉVALUATION DES RISQUES

Les produits chimiques peuvent avoir une incidence sur la santé des sols, des cultures et des hommes. Pour certains métaux lourds, la « barrière sol-plante » protège la chaîne alimentaire de ces éléments, dans d'autres cas il y a la bioaccumulation (voir le chapitre 11). Les niveaux admissibles de paramètres chimiques dépendent donc de leur comportement, des types de réutilisations proposées pour l'eau (par exemple aliments contre fourrage contre production de carburant) et des facteurs particuliers au site, comme le degré de dilution avec de l'eau provenant d'autres sources.

En vue d'établir des limites quantitatives en charges polluantes dans l'épandage de déchets sur les terres en général, les mêmes éléments d'information sont utilisés (Chang et coll., 2002) :

- L'identification des dangers – les produits chimiques toxiques dont il faut tenir compte doivent être identifiés.
- L'évaluation de la dose-réponse et la caractérisation des risques – le niveau maximal admissible d'exposition pour les sujets exposés est déterminé pour chaque produit chimique, selon les caractéristiques de la dose-réponse associée à un niveau de risque admissible prédéterminé.
- L'analyse de l'exposition – des scénarios réalistes d'exposition illustrant le cheminement des polluants sont formulés en vue d'identifier les personnes exposées.

Analyser la qualité des eaux usées comme indicateur de risque est approprié là où des relations dose-réponse entre la qualité de l'eau et la qualité du sol, la croissance végétale et la santé humaine ont été bien établies. C'est le cas par exemple des indicateurs de salinité et de la plupart des macro et oligo-éléments qui ont une incidence sur la santé des sols et des cultures, mais cela demeure un défi de plus en plus difficile à relever en ce qui concerne leur influence sur la santé humaine.

Dans ce cas, les relations dose-réponse peuvent découler des données obtenues dans des enquêtes épidémiologiques, des extrapolations à partir d'études sur les animaux, ou des essais de toxicité sur mammifères ou cellules bactériennes. Les données épidémiologiques peuvent donner les relations cause-effet les plus réalistes, mais elles sont disponibles seulement pour un nombre très limité de produits chimiques. Un autre défi à relever, particulièrement dans les pays en développement, est d'obtenir l'investissement requis dans les capacités d'analyse des laboratoires. La longue période de latence des troubles causés par de nombreuses substances toxiques de l'environnement, comme dans le cas du cancer, réduit la qualité des données en retardant la détermination des effets (Weber et coll., 2006). Des modèles d'évaluation des risques sont nécessaires (voir l'encadré 6.1).

Une fois établies, les relations dose-réponse permettront la proposition d'une dose journalière acceptable (DJA) pour chaque produit chimique spécifique. En vue de calculer les limites numériques de l'apport des polluants dans les terres, le processus remontera quantitativement la piste du cheminement des polluants à travers la chaîne alimentaire (ou d'autres chemins d'exposition) afin d'arriver à une concentration de polluants acceptable pour le sol récepteur et prédire la « concentration inoffensive ». Afin de démontrer un risque acceptable pour la santé ou l'environnement, cette valeur devrait être supérieure à celle de la « concentration environnementale » prévue ou analysée (Weber et coll., 2006).

Encadré 6.1 ÉVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES CHIMIQUES

L'évaluation quantitative des risques chimiques (EQRC) est un outil de plus en plus utilisé dans la prise de décisions sur la gestion des risques, faisant suite au succès de son équivalent microbiologique (EQRM, voir les chapitres 3, 4 et 5). Dans l'EQRC, les données et l'information disponibles concernant la toxicité sont associées à des estimations sur l'exposition en vue de calculer la probabilité et la sévérité des effets sur la santé humaine. Dans certaines circonstances, les limites dans l'évaluation de la toxicité chimique et l'exposition potentielle introduisent des incertitudes importantes dans une telle évaluation des risques. Comme dans l'EQRM, des approches probabilistes comme les techniques de Monte Carlo peuvent servir à quantifier l'incertitude dans le processus d'évaluation de risques pour la santé humaine (Washburn et coll., 1998). Suivant l'hypothèse selon laquelle le transfert à travers la chaîne alimentaire constitue le chemin principal d'exposition aux polluants potentiellement dangereux dans les eaux usées et les boues d'épuration, des limites numériques définissant les concentrations maximales admissibles des polluants dans les sols ont été présentées pour un ensemble de polluants organiques et inorganiques par Chang et coll. (2002), alors que Weber et coll. (2006) montraient un exemple de modélisation sur la manière de prévoir les concentrations (inoffensives) dans l'environnement en l'absence de données analytiques quantitatives complètes.

Parmi les éléments nutritifs et les métaux lourds, un excès ou une insuffisance dans les cultures ne dépend pas uniquement des concentrations absolues de l'élément, mais de son équilibre dans le milieu, du type de matière organique disponible à laquelle il pourrait être lié et des conditions du sol (comme l'acidité et l'état d'oxydoréduction) qui peuvent déterminer leur solubilité et leur absorption par les racines. Dans ce cas, l'analyse des eaux usées ne peut donner qu'une première indication, et c'est l'analyse du sol qui pourrait s'avérer plus appropriée. C'est également le cas pour les contaminants organiques qui sont dans le sol et qui sont soumis à un éventail de processus biotiques et abiotiques. Une option souvent négligée pour les métaux et les métalloïdes consiste en l'analyse des cultures dans les fermes respectives, particulièrement lorsqu'il est question d'une transmission par le biais de la chaîne alimentaire. L'analyse végétale offre généralement une évaluation bien plus précise d'un probable prélèvement que l'analyse du sol ou de l'eau. Toutefois, elle tient aussi compte des prélèvements à partir de toutes les sources d'éléments nutritifs localement disponibles ou de contaminants dans le sol, qu'il s'agisse de l'eau d'irrigation, des intrants chimiques agricoles ou, notamment pour l'agriculture urbaine, des gaz d'échappement des véhicules (Bakare et coll., 2004). Une telle situation exige qu'on réalise une analyse comparative avant de pouvoir tirer des conclusions à partir d'une source en particulier.

Dans tous les cas, l'échantillonnage et l'analyse devront tenir compte des variations spatiales et temporelles de la qualité de l'eau et de l'accumulation de contaminants dans le sol ou les plantes au fil du temps. Cela nécessite idéalement une surveillance à long terme ou une installation qui permet de comparer les sites à différents moments d'exposition.

Alors que l'évaluation de la salinité du sol et de l'eau sur le terrain peut être réalisée à l'aide d'une électrode, l'analyse des éléments nutritifs nécessite généralement un équipement de laboratoire plus consistant. Selon la concentration des éléments dans l'échantillon, en général le matériel devient plus complexe et dispendieux qu'il s'agisse de macro-éléments, d'oligo-éléments ou de métaux lourds. Bien que de nombreux établissements de recherche et de nombreuses universités des pays en développement disposent de laboratoires pour analyser la plupart des macro-éléments et certains des oligo-éléments, il faut souvent recourir à un soutien extérieur pour les métaux lourds ou les contaminants organiques. Une solution de remplacement à faible coût est de prévoir le risque selon les facteurs environnementaux et les pratiques d'utilisation à l'aide, par exemple, de l'indice de classement concernant l'incidence des pesticides – Pesticide Impact Rating Index (PIRI) – un logiciel gratuit développé par le CSIRO en Australie (<<http://www.clw.csiro.au/research/biogeochemistry/organics/projects/piri.html>>).

Lorsque les concentrations de composants comme les métaux lourds ou les contaminants organiques sont connues dans le tissu végétal, ou dans les aliments en général, qui sont éventuellement consommés par un groupe particulier de consommateurs, il est possible de calculer l'exposition (l'ingestion) humaine. L'exposition du consommateur est ensuite comparée à la « dose journalière acceptable » (DJA, voir plus haut), par exemple, lorsque l'ingestion de composants comme les pesticides pourrait être inévitable, ou à la « dose journalière tolérable » (DJT), pour les métaux lourds. On peut obtenir l'exposition à l'aide de l'équation de base suivante : $\text{exposition (mg/kg poids corporel/jour)} = \text{consommation (mg/kg poids corporel/jour)} \times \text{résidu (mg/kg)}$. Alors que les DJT sont considérées comme représentant un apport tolérable pour la durée d'une vie, elles ne sont pas aussi précises pour ne pas être dépassées dans de courtes périodes de temps. L'exposition à court terme à des niveaux supérieurs à la DJT n'est pas préoccupante, à condition que l'apport individuel moyen sur de plus longues périodes ne surpasse pas sensiblement le niveau établi (OMS, 2006b).

On peut trouver des renseignements détaillés sur l'échantillonnage et l'analyse des contaminants courants dans les livres de cours réguliers pour l'analyse du sol, de l'eau et des plantes, ou sur le site Web de l'OMS pour le Service Eau, assainissement et santé : <http://www.who.int/water_sanitation_health/fr/index.html>.

■ CONCLUSIONS

Bien que d'un point de vue microbiologique, les eaux usées soient davantage perçues comme un danger biophysique, leur contenu chimique présente une situation plus complexe ayant des conséquences positives et négatives sur les sols, les cultures et les cours d'eau. Il s'agit là de considérations importantes non seulement pour l'agriculteur, mais également pour la gestion du traitement et de l'évacuation des eaux usées.

Les concentrations en éléments nutritifs peuvent varier considérablement dans les eaux usées. Alors que la mise à disposition d'une source fiable pour l'irrigation et pour l'approvisionnement en éléments nutritifs sont considérées comme étant les facteurs déterminants de l'utilisation des eaux usées non traitées en agriculture, maintenir des niveaux adéquats d'éléments nutritifs dans les eaux usées constitue un défi de taille, en raison des effets négatifs possibles liés à un apport excédentaire dans les sols. En ce qui concerne le contenu en sels, il n'existe pas de moyens rentables de les retirer lorsqu'ils entrent dans les eaux usées parce que les techniques pour les enlever sont très dispendieuses et servent uniquement à produire de l'eau recyclée de grande qualité. Cependant, les eaux usées qui contiennent une bonne proportion de cations bivalents comme le calcium peuvent servir à amender les sols pauvres en calcium, comme les sols sodiques et les sols salins sodiques.

Certains métaux et métalloïdes issus de l'irrigation avec des eaux usées sont essentiels à la bonne croissance des plantes, mais sont toxiques à des concentrations élevées. La plupart des industries dans les pays en développement évacuent des effluents non traités contenant différentes concentrations de métaux et métalloïdes. Puisqu'il n'y a généralement pas de séparation des eaux usées industrielles et domestiques, les égouts peuvent transporter un mélange d'eaux usées industrielles et domestiques. Selon le niveau d'industrialisation et le type d'industries, les métaux et métalloïdes évacués et leurs concentrations varient considérablement. Dans de nombreux pays en développement, les répercussions peuvent rester localisées, mais la situation exige un suivi minutieux, tout particulièrement dans les économies en transition.

Néanmoins, la qualité de l'évaluation des risques chimiques varie considérablement selon les différents dangers. Alors que les effets des éléments nutritifs en excès ou des métaux lourds sur la productivité des sols ou la santé des cultures sont à l'étude depuis un certain temps, il n'existe que des renseignements limités sur d'autres facteurs comme le devenir et l'effet des contaminants organiques de l'eau d'irrigation sur la santé humaine. Il y a un important besoin d'acquisition de modèles informatiques semblables à ceux développés pour les évaluations des risques microbiens (voir le chapitre 5).

Comme l'approvisionnement en éléments nutritifs par l'irrigation avec des eaux usées, la présence de matières organiques dans les eaux usées peut avoir des conséquences positives ou négatives selon la nature des matières organiques apportées par l'irrigation avec des eaux usées. Par rapport aux effets positifs, les matières organiques apportées par les eaux usées améliorent la structure du sol, agissent comme magasin de stockage des éléments nutritifs essentiels pour la croissance des cultures et augmentent les caractéristiques de charge des sols irrigués. En outre, l'état du carbone organique des sols irrigués avec des eaux usées s'accroît indépendamment des conditions pédologiques et agroclimatiques.

La recherche de solutions « gagnant-gagnant » pour tous nécessiterait de conserver les conséquences positives de l'irrigation avec des eaux usées tout en contrôlant, évaluant et, au besoin, minimisant les effets négatifs potentiels (voir le chapitre 11). Cependant, cela exige souvent des interventions de gestion situées au-dessus du niveau de l'exploitation agricole. Autrement dit, les secteurs de l'agriculture et de l'assainissement devraient travailler ensemble.

■ RÉFÉRENCES

- Asano, T. et coll. (2007). *Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications*, New York, McGraw-Hill.
- Ayers, R. S. et D. W. Westcot (1985). *Water Quality for Agriculture*, Irrigation and Drainage, Paper 29, Rev. 1, Rome, FAO.
- Baddesha, H. S., R. Chhabra et B. S. Ghuman (1997). « Changes in soil chemical properties and plant nutrient content under eucalyptus irrigated with sewage water », *Journal of the Indian Society of Soil Science*, n° 45, p. 258-364.
- Baddesha, H. S. et coll. (1986). « Irrigation and nutrient potential of raw sewage waters of Haryana », *Indian Journal of Agricultural Sciences*, n° 56, p. 584-591.
- Bahri, A. (2009). « Managing the other side of the water cycle: Making wastewater an asset », *Technical Committee (TEC) Paper No. 13*, Stockholm, Partenariat mondial de l'eau.
- Bakare, S., A. A. Denloye et F. O. Olaniyan (2004). « Cadmium, lead and mercury in fresh and boiled leafy vegetables grown in Lagos, Nigeria », *Environmental Technology*, vol. 25, n° 12, p. 1367-1370.
- Binns, J. A., R. A. Maconachie et A. I. Tanko (2003). « Water, land and health in urban and peri-urban food production: The case of Kano, Nigeria », *Land Degradation and Development*, n° 14, p. 431-444.
- Bond, W. J. (1998). « Effluent irrigation – An environmental challenge for soil science », *Australian Journal of Soil Research*, vol. 36, p. 543-555.
- Bouwer, H. (2005). « Adverse effects of sewage irrigation on plants, crops, soils, and groundwater », dans V. Lazarova et coll. (dir.), *Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscapes, and Turf Grass*, Boca Raton, CRC Press, p. 235-263.
- Buechler, S. et G. D. Mekala (2005). « Local responses to water resource degradation in India: Groundwater farmer innovations and the reversal of knowledge flows », *Journal of Environment and Development*, n° 14, p. 410-438.
- Central Soil Salinity Research Institute (2004). « Use of urban and industrial effluent in agriculture », *Annual Progress Reports (2000-2003)*, Karnal, NATP-MM Project (CSSRI).
- Chang, A. C. et coll. (2002). *Developing Human Health-Related Chemical Guidelines for Reclaimed Wastewater and Sewage Sludge Applications in Agriculture*, Genève, rapport pour l'Organisation mondiale de la santé, <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gwwuchemicals.pdf>.
- Colborn, T., F. S. Vom Saal et A. M. Soto (1993). « Developmental effects of endocrine disrupting chemicals in wildlife and humans », *Environmental Health Perspectives*, vol. 101, p. 378-384, <<http://www.ehponline.org/members/1993/101-5/colborn-full.html>>.
- Ensink, J. H. J. et coll. (2002). « Use of untreated wastewater in peri-urban agriculture in Pakistan: Risks and opportunities », *Research Report 64*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau (IWMI), p. 22.

- Grattan, S. R. et C. M. Grieve (1999). «Salinity-mineral nutrient relations in horticultural crops», *Scientia Horticulturae*, vol. 78, p. 127-157.
- Gupta, A. P., R. P. Narwal et R. S. Antil (1998). «Sewer water composition and its effect on soil properties», *Bioresource Technology*, vol. 65, p. 171-173.
- Hamilton, A. J. et coll. (2005). «Position of the Australian horticultural industry with respect to the use of reclaimed water», *Agricultural Water Management*, vol. 71, p. 181-209.
- Hamilton, A. J. et coll. (2007). «Wastewater irrigation: The state of play», *Vadose Zone Journal*, n° 6, p. 823-840.
- Hussain, S. I. (2000). *Irrigation of Crops with Sewage Effluent: Implications and Movement of Lead and Chromium as Affected by Soil Texture, Lime, Gypsum and Organic Matter*, thèse de doctorat, Département des sciences du sol, Faisalabad, Université agricole, p. 190.
- Institut international de gestion de l'eau – IWMI (2003). «Confronting the realities of wastewater use in agriculture», *Water Policy Briefing 9*, Colombo, IWMI, p. 6.
- Jayaraman, C., R. Péroumal et S. Ramultu (1983). *In Proceedings of the National Seminar on Utilisation of Organic Wastes*, Madurai, Université agricole du Tamil Nadu, cité par Minhas et Samra (2004).
- Jiménez, B. et T. Asano (2008). «Water reclamation and reuse around the world», dans B. Jiménez et coll. (dir.), *Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs*, Londres, IWA Publishing, p. 3-26.
- Kaul, S. N. et coll. (2002). *Utilisation of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*, Jodhpur, Scientific Publishers, p. 675.
- Keraita, B. N. et P. Drechsel (2004). «Agricultural use of untreated urban wastewater in Ghana», dans C. A. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture*, Wallingford, CABI Publishing, p. 101-112.
- Keraita, B. N., B. Jiménez et P. Drechsel (2008). «Extent and implications of agricultural reuse of untreated, partly treated and diluted wastewater in developing countries», *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, vol. 3, n° 58, p. 1-15.
- Khan, M. J. et coll. (2007). «Accumulation of heavy metals in soil receiving sewage effluent», *Soil and Environment*, vol. 26, p. 139-145.
- Lal, R. (2001). «Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect», *Climatic Change*, vol. 51, p. 35-72.
- Lal, R. (2004). «Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security», *Science*, vol. 304, p. 1623-1627.
- Lazarova, V. et A. Bahri (2005). *Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscapes, and Turf Grass*, Boca Raton, CRC Press.
- Mapanda, F. et coll. (2005). «The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe», *Agricultural Ecosystem and Environment*, vol. 107, p. 151-165.
- McCartney, M. et coll. (2008). «Salinity implications of wastewater irrigation in the Musi River catchment, India», *Ceylon Journal of Science*, n° 37, vol. 1, p. 49-59.
- Minhas, P. S. et J. S. Samra (2003). *Quality Assessment of Water Resources in Indo-Gangetic Basin Part in India*, Karnal, Central Soil Salinity Research Institute, p. 68.
- Minhas, P. S. et J. S. Samra (2004). *Wastewater Use in Peri-Urban Agriculture: Impacts and Opportunities*, Karnal, Central Soil Salinity Research Institute, p. 75.
- Mitra, A. et S. K. Gupta (1999). «Effect of sewage water irrigation on essential plant nutrient and pollutant element status in a vegetable growing area around Calcutta», *Journal of the Indian Society of Soil Science*, vol. 47, p. 99-105.

- Murtaza, G., A. Ghafoor et M. Qadir (2008). « Accumulation and implications of cadmium, cobalt and manganese in soils and vegetables irrigated with city effluent », *Journal of the Science of Food and Agriculture*, vol. 88, p. 100-107.
- Murtaza, G. et coll. (2009). « Disposal and use of sewage on agricultural lands in Pakistan : A review », *Pedosphere*, vol. 20, n° 1, p. 23-34.
- OMS (2006a). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2006b). *Guidelines for Drinking-Water Quality (ressource électronique), incorporating first addendum, vol. 1, Recommendations, 3^e édition*, Genève, OMS, <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf>.
- Organisation des Nations Unies pour le développement industriel – ONUDI (2000). *Industrial Policy and the Environment in Pakistan*, Vienne, ONUDI.
- Page, A. L. et A. C. Chang (1985). « Fate of wastewater constituents in soil and groundwater: Trace elements », dans G. S. Pettygrove et coll. (dir.), *Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater – A Guide Manual*, Chelsea, Lewis Publishers, p. 13.1-13.16.
- Pescod, M. B. (dir.) (1992). *Wastewater Treatment and Use in Agriculture*, Irrigation and Drainage Paper 47, Rome, FAO.
- Pettygrove, G. S. et T. Asano (dir.) (1985). *Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater – A Guide Manual*, Chelsea, Lewis Publishers.
- Qadir, M., A. Ghafoor et G. Murtaza (2000). « Cadmium concentration in vegetables grown on urban soils irrigated with untreated municipal sewage », *Environment, Development and Sustainability*, vol. 2, p. 11-19.
- Qadir, M. et P. S. Minhas (2008). « Wastewater use in agriculture : Saline and sodic waters », dans S. W. Trimble (dir.), *Encyclopedia of Water Science*, New York, Taylor & Francis, p. 1307-1310.
- Qadir, M. et S. Schubert (2002). « Degradation processes and nutrient constraints in sodic soils », *Land Degradation and Development*, vol. 13, p. 275-294.
- Qadir, M. et coll. (2007). « Agricultural use of marginal-quality water – opportunities and challenges » dans D. Molden (dir.), *Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*, Londres, Earthscan, p. 425-457.
- Qadir, M. et coll. (2009). « The challenges of wastewater irrigation in developing countries », *Agricultural Water Management*, vol. 97, n° 4, p. 561-568.
- Raschid-Sally, L. et P. Jayakody (2008). « Drivers and characteristics of wastewater agriculture in developing countries: Results from a global assessment, Colombo, Sri Lanka », *IWMI Research Report 127*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau.
- Scott, C. A., N. I. Faruqui et L. Raschid-Sally (2004). *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihoods and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing, p. 193.
- Scott, C. A., J. A. Zarazúa et G. Levine (2000). « Urban-wastewater reuse for crop production in the water-short Guanajuato River Basin, Mexico », *IWMI Research Report 41*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau (IWMI).
- Sharma, R. K., M. Agrawal et F. Marshall (2007). « Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 66, p. 258-266.
- Shore, L. S. et coll. (1995). « Induction of phytoestrogen production in *Medicago sativa* leaves by irrigation with sewage water », *Environmental and Experimental Botany*, vol. 35, p. 363-369.

- Simmons, R. W. et coll. (2009). « Effect of long-term un-treated domestic wastewater reuse on soil quality, wheat grain and straw yields and attributes of fodder quality », *Irrigation and Drainage Systems*, vol. 24, n^{os} 1-2, p. 95-112.
- Toze, S. (2006a). « Reuse of effluent water – benefits and risks », *Agricultural Water Management*, vol. 80, p. 147-159.
- Toze, S. (2006b). « Water reuse and health risks – real vs. perceived », *Desalination*, n° 187, p. 41-51.
- United States Environmental Protection Agency – USEPA (2004). *Guidelines for Water Reuse*, EPA/625/R-04/108, Washington, USEPA.
- Washburn, S., D. Arsnow et R. Harris (1998). « Quantifying uncertainty in human health risk assessment using probabilistic techniques », dans J. L. Rubio et coll. (dir.), *Risk Analysis*, Southampton, WIT Press, p. 213-222.
- Weber, S., S. Khan et J. Hollender (2006). « Human risk assessment of organic contaminants in reclaimed wastewater used for irrigation », *Desalination*, n° 187, p. 53-64.
- Yadav, R. K. et coll. (2002). « Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water – A case study », *Environment International*, vol. 28, p. 481-486.
- Young, W. F. et coll. (2004). *Proposed Predicted-No-Effect-Concentrations (PNECs) for Natural and Synthetic Steroid Oestrogens in Surface Waters*, R&D Technical Report P2-T04/1, Swindon, Environment Agency R&D Dissemination Centre, c/o WRc, <http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/SP2-T04-TR1-e-p.pdf?lang=_e>.

Analyse des risques intégrant les moyens de subsistance et les conséquences économiques de l'irrigation avec des eaux usées sur la santé

Marites M. Tiongco, Clare A. Narrod et Kelly Bidwell

■ RÉSUMÉ

Ce chapitre offre un bref examen des méthodes et des approches pour évaluer les conséquences de l'utilisation des eaux usées pour irriguer les légumes. Les cinq objectifs suivants sont pris en compte : (a) analyser les connaissances, les attitudes et les perceptions des producteurs et des consommateurs pauvres quant aux risques associés à la contamination et à l'exposition aux pathogènes, ainsi que les conséquences économiques sur la santé et les moyens de subsistance ; (b) analyser les coûts et les bénéfices des interventions sans traitement à l'échelle de la ferme (par exemple l'irrigation au goutte à goutte et cesser l'irrigation avant la récolte) et au niveau post-récolte (par exemple laver et désinfecter les légumes après la récolte) ; (c) identifier des interventions efficaces pour réduire les risques de maladies d'origine hydrique associées à l'utilisation des eaux usées pour l'irrigation ; (d) estimer la volonté des producteurs et des consommateurs de payer pour des interventions sans traitement, ou de les adopter, à différentes étapes le long de la chaîne alimentaire ; et (e) évaluer les conséquences sur l'économie et les moyens de subsistance à long terme d'adopter ces interventions sans traitement qui sont identifiées comme étant efficaces et qui visent les producteurs et les consommateurs pauvres. Le chapitre se termine en faisant la synthèse d'un cadre méthodologique pour la collecte et l'analyse de données afin d'évaluer les effets sur les moyens de subsistance et les conséquences économiques des maladies causées par des pathogènes microbiens provenant des eaux usées.

■ INTRODUCTION

On estime que plus de 20 millions d'hectares de terres agricoles dans les pays en développement sont irriguées avec des eaux usées brutes ou diluées (voir le chapitre 1 et Jiménez et Asano, 2004 ; Scott et coll., 2004). Ensink et coll. (2004) ont déclaré que l'utilisation des eaux usées pour irriguer des cultures agricoles, notamment des cultures à grande valeur comme les fruits et les légumes, se pratique dans de nombreuses régions du monde en raison de la rareté des ressources en eau propre et parce que les eaux usées sont perçues par les petits producteurs comme un moyen bon marché d'améliorer la fertilité des sols et d'ajouter des éléments nutritifs essentiels à leurs cultures. Bien que les eaux usées présentent une grande valeur en éléments nutritifs, elles constituent aussi un risque pour la sécurité alimentaire en raison de la transmission possible de pathogènes (y compris des bactéries, des virus et des protozoaires) sur les fruits et les légumes qui représentent un danger potentiel pour la santé humaine.

La consommation directe d'aliments cultivés dans des terres irriguées avec des eaux usées et l'ingestion de particules de sol découlant d'une mauvaise hygiène qui permet le transfert des particules de sol aux mains puis à la bouche (ne pas laver les mains sales avant de manger) sont des exemples de voies d'exposition aux microorganismes pathogènes à partir du fumier organique, des engrais, des pesticides et des effluents entraînant des maladies infectieuses comme la fièvre typhoïde, les infections au rotavirus, le choléra et l'hépatite A (IWMI, 2006 ; Scott et coll., 2004). De plus, les agriculteurs et les travailleurs qui œuvrent à l'irrigation peuvent avoir des infections aux helminthes et des maladies parasitaires en raison de leur contact direct avec des eaux usées non traitées et des sols contaminés, particulièrement s'ils sont exposés pendant une longue période (Ensink, 2006). Bien qu'ils en soient conscients, il est souvent difficile d'obtenir des agriculteurs, particulièrement des petits producteurs pauvres, de changer leurs comportements en utilisant des pratiques de réduction des risques pour l'irrigation avec des eaux usées, parce que la production alimentaire à l'aide d'eaux usées génère d'importantes possibilités de subsistance¹ (Buechler et Devi, 2005a, 2005b ; Hamilton et coll., 2005 ; Toze, 2006). Par conséquent, il faut tenir compte, dans les stratégies efficaces de réduction des risques, des pratiques et des attitudes des agriculteurs face à l'adoption d'interventions pour atténuer ces risques.

1. Les moyens de subsistance représentent ici l'ensemble des activités, par exemple la culture grainetière, l'élevage des animaux de ferme et les emplois à l'extérieur de la ferme, sur lesquels se fonde le bien-être des ménages pauvres (Chambers et Conway, 1992). Les moyens de subsistance d'un ménage sont viables lorsqu'ils sont suffisants pour permettre d'affronter et de surmonter des chocs externes (comme un conflit civil ou l'apparition de nouvelles maladies qui touchent les humains, les cultures ou le bétail) et des contraintes (par exemple des intempéries répétitives et le cycle saisonnier), tout en permettant de conserver ou de rehausser les biens et les capacités sans nuire aux ressources naturelles disponibles (Chambers et Conway, 1992 ; Ellis, 2000 ; Scoones, 1998).

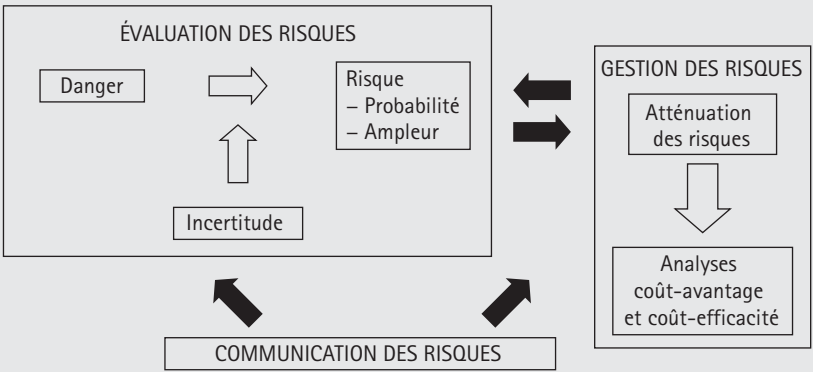
Le chapitre examine les méthodes pour évaluer la rentabilité de telles interventions et suggère que, pour relever ce défi, il faut aborder quatre enjeux interdépendants. Premièrement, les petits producteurs qui utilisent des eaux usées sont souvent mal informés des risques potentiels pour la santé d'infection et de maladie à la fois pour eux et pour les consommateurs de produits irrigués avec des eaux usées. Deuxièmement, les petits producteurs agissent principalement en pensant aux effets économiques positifs et à court terme sur leur subsistance, même s'ils peuvent comprendre les conséquences négatives et à long terme sur la santé. Troisièmement, les interventions pour réduire les risques sur la sécurité alimentaire associés à l'utilisation des eaux usées pour l'irrigation dans des régions urbaines et périurbaines ont tendance à constituer une mise en œuvre à grande échelle et non efficace pour les pauvres. Dans le cas des consommateurs, leurs choix comportementaux peuvent être influencés par des comportements et des expériences antérieurs, ainsi que par leur perception des risques relatifs. Par exemple, si les consommateurs mangent des légumes crus depuis des années et qu'ils n'ont pas été malades, ils peuvent penser qu'ils ne sont pas à risque, ou que la probabilité de contamination est très faible, et ils pourraient être réticents à apporter des changements à long terme à leurs façons de préparer et de consommer les aliments. En dernier lieu, les décideurs ne possèdent pas assez d'informations à savoir si les producteurs et les consommateurs seraient prêts à payer pour des interventions, ou à les adopter, afin de réduire les risques sanitaires si des mesures efficaces étaient disponibles.

En vue de mieux comprendre la complexité de ces enjeux et de trouver des solutions possibles pour minimiser les risques d'infection et de maladie découlant de la consommation et de la production de légumes irrigués avec des eaux usées, il faut effectuer une analyse des risques. L'analyse des risques est un cadre reconnu à l'échelle internationale et elle est utilisée pour identifier et évaluer les risques de maladie et de sécurité alimentaire, afin d'évaluer les options de gestion des risques et les défis associés à la santé publique et à la sécurité alimentaire (voir l'encadré 7.1). Elle comprend une évaluation des risques relativement aux conséquences biologiques et économiques, une évaluation des choix en matière de gestion des risques et une stratégie de communication des risques de manière à identifier une gamme de mesures de contrôle efficaces pour réduire un risque en particulier. Bien qu'il y ait eu un certain nombre d'évaluations des risques sur l'utilisation des eaux usées pour les cultures vivrières (Asano et coll., 1992 ; Fattal et coll., 2004 ; van Ginneken et Oron, 2000 ; Hamilton et coll., 2006 ; Petterson et coll., 2001 ; Shuval et coll., 1997 ; Tanaka et coll., 1998), à la connaissance des auteurs, il n'existe pas d'analyse de risques qui intègre l'adoption d'interventions dans le cadre de travail, à l'exception de l'approche théorique présentée par Malcolm et coll. (2004) et dans les chapitres 13 et 16 de ce livre. Être au fait de la conscience, des connaissances et des perceptions par rapport aux risques, de même qu'évaluer la volonté de payer pour ces stratégies efficaces de réduction des risques, ou de les adopter, constituent des déterminants importants

Encadré 7.1 CADRE DE L'ANALYSE DES RISQUES

L'analyse des risques est un outil utile pour une prise de décision qui « cartographie » une action ou un événement en des résultats finaux mesurables. L'analyse des risques comporte habituellement trois composantes essentielles qui sont interdépendantes : l'évaluation des risques, la gestion des risques et la communication des risques (voir la figure 7.1). Dans le cas de maladies d'origine alimentaire, l'évaluation des risques comprend l'évaluation de la probabilité d'un danger d'origine alimentaire, de même que les conséquences biologiques et économiques de ce danger. Autrement dit, elle aide à comprendre ce qui peut mal aller, comment la maladie peut s'introduire ou se répandre, jusqu'à quel point on peut caractériser les risques microbiologiques découlant de l'utilisation des eaux usées pour l'irrigation ainsi que leurs conséquences. La gestion des risques comprend l'évaluation de la meilleure manière d'atténuer les risques et de déterminer, à l'aide d'analyses coût-avantage et coût-efficacité, le coût des actions pour la société. La communication des risques comprend l'identification de moyens pour interagir avec le public à titre d'intervenants et l'informer des résultats d'évaluation des risques comme les mesures efficaces de réduction des risques et les outils de décision pour aider les décideurs. De plus, elle appuie les décideurs pour qu'ils fassent des choix éclairés, qu'ils évaluent des politiques de remplacement et qu'ils établissent des mesures de contrôle pour la salubrité des aliments.

Figure 7.1 CADRE DE L'ANALYSE DES RISQUES



Source : Les auteurs.

pour faire des choix quant aux mesures à adopter. En outre, bien que la gestion des risques comporte un élément de surveillance et d'examen, elle ne surveille ni n'évalue l'effet à long terme de l'adoption d'une stratégie d'atténuation sur les moyens de subsistance. Puisqu'il y a de nombreux petits producteurs pauvres qui participent à la production alimentaire dans les pays en développement, et qui utilisent des eaux usées, il faut comprendre l'incidence économique des dangers liés à la sécurité alimentaire sur leurs moyens de subsistance (revenus, santé et nutrition et égalité des sexes) et sur la volonté des parties intéressées d'adopter des stratégies efficaces de réduction des risques.

Dans ce chapitre, nous proposons l'utilisation d'un cadre d'analyse des risques modifié qui tient compte de la volonté des gens de payer pour des options efficaces de réduction des risques sanitaires associés à l'utilisation des eaux usées, ou de les adopter, et d'améliorer leur subsistance. Nous explorons comment le cadre d'analyse des risques et les méthodologies visant à évaluer les coûts et les bénéfices, de même que la rentabilité des options de réduction des risques, peuvent s'intégrer aux méthodologies permettant d'évaluer les perceptions, les connaissances et les attitudes au sujet du risque, ainsi que la volonté de payer pour des mesures de contrôle, ou de les adopter. Nous tentons d'identifier les méthodologies appropriées pour évaluer les effets à long terme de l'adoption d'interventions sans traitement efficace qui visent les producteurs et les consommateurs, notamment en quoi celles-ci ont une incidence sur la productivité et les moyens de subsistance.

■ 1. MÉTHODES ÉCONOMIQUES SERVANT À ÉVALUER L'INCIDENCE DE LA MALADIE ET DES INTERVENTIONS POUR RÉDUIRE LES RISQUES

Les effets de l'utilisation des eaux usées sur la santé et ses conséquences sociales et économiques pour les agriculteurs, les ouvriers agricoles et les membres de leur foyer, ainsi que les consommateurs de produits irrigués avec des eaux usées, ont été étudiés dans certaines régions, mais ces études ne comportent pas l'évaluation des conséquences économiques sur les moyens de subsistance, comme le revenu, la richesse ainsi que la nutrition et la sécurité alimentaire (Blumenthal et coll., 2000; Ensink et coll., 2003; Feenstra et coll., 2000; van der Hoek et coll., 2002; Shuval et coll., 1986).

Dans le cas des risques pour la santé, il est nécessaire d'adopter un point de vue «de la ferme à la fourchette» en ce qui concerne les risques microbiens, car les pathogènes peuvent pénétrer pratiquement n'importe où dans la chaîne alimentaire. Les effets pour la santé peuvent découler du contact des agriculteurs ou d'autres personnes avec l'eau d'irrigation, ou par le biais de contacts directs ou indirects entre des légumes non contaminés et des légumes contaminés, et par une manipulation non hygiénique, c'est-à-dire des mains sales qui transmettent les pathogènes aux légumes. En économie de la santé, les années de vie corrigées du facteur invalidité (AVCI, voir les chapitres 2 et 3) sont utilisées pour faciliter la comparaison des risques économiques et de la rentabilité de différentes formes d'interventions. Cette approche constitue actuellement la meilleure mesure disponible pour quantifier les bénéfices pour la santé en ce qui a trait à : une réduction des infections diarrhéiques ou gastro-intestinales, et les infections aux helminthes et aux nématodes intestinaux connexes; une meilleure qualité de l'eau d'irrigation; et une réduction des coûts de la maladie pour les consommateurs (les coûts liés à la maladie comprennent les médicaments, l'hospitalisation et la consultation du médecin), ainsi qu'une moins grande perte de productivité (par exemple la rémunération perdue). Ainsi, quantifier les conséquences

économiques de l'exposition à des pathogènes microbiens provenant d'eaux usées sur la santé est important pour donner aux décideurs des faits probants sur l'efficacité économique et la faisabilité technique des stratégies de réduction de risques à des endroits choisis le long de la chaîne alimentaire.

Il est cependant difficile de quantifier l'ampleur de l'effet économique des maladies d'origine alimentaire sur la santé des humains causées par l'exposition à des pathogènes associés aux excréta et à la consommation de cultures irriguées avec des eaux usées. Il faut tenir compte de facteurs comme la multiplication des pathogènes microbiens alors que le produit se déplace le long de la chaîne alimentaire et de la réaction des acteurs du marché et des consommateurs. À titre d'exemple, les consommateurs peuvent perdre confiance dans la sécurité des produits qu'ils consomment consécutivement à l'éclosion d'une maladie d'origine hydrique, ce qui entraîne ensuite des pertes dans les parts de marché en raison de la baisse de la demande pour des fruits et des légumes. Les réactions des consommateurs dépendent généralement de l'information qu'ils ont, de leur niveau de conscience et des changements dans les prix relatifs lorsqu'ils font des choix au sujet des produits qu'ils achètent ou consomment, particulièrement s'il y a un enjeu de sécurité alimentaire qui pourrait avoir une incidence sur leur bien-être. Traiter de l'effet sur la confiance des consommateurs envers la salubrité des aliments pourrait servir de base pour évaluer les coûts et les bénéfices de la réduction des risques et de la prévention des maladies.

1.1. Approches pour évaluer les coûts et les bénéfices des interventions

Il y a deux approches économiques générales pour estimer la valeur des changements apportés à la santé et aux risques : l'analyse coût-avantage et l'analyse coût-efficacité. L'analyse coût-avantage (ACA) sert à comprendre l'efficacité de l'intervention relativement aux conditions de base (aucune intervention) de manière objective et quantitative en vue de déterminer où une intervention devrait être initiée, poursuivie ou abandonnée. Les coûts d'une intervention et les bénéfices de son effet sont souvent évalués en lien avec la volonté du public de payer pour obtenir (les bénéfices) ou sa volonté de payer pour les éviter (les coûts) ; consulter la prochaine section sur l'évaluation de la volonté de payer. On peut estimer les coûts directs à l'aide d'une des approches suivantes, ou d'une combinaison de certaines d'entre elles : l'analyse d'ingénierie économique ; l'analyse d'enquête sur les coûts ; les estimations économétriques des coûts ; et la simulation (Fearne et coll., 2004 ; Havelaar et coll., 2006 ; Valeeva et coll., 2004).

Dans l'approche d'analyse d'ingénierie économique, les coûts d'une intervention sont estimés pour chaque procédure individuelle nécessaire à sa mise en œuvre ; le coût total étant la somme des coûts individuels. Ceux-ci comprennent les coûts pour mettre en œuvre et contrôler les mesures d'atténuation des risques telles qu'illustrées au tableau 7.1. Outre ces coûts structuraux, il y a les coûts accessoires (pertes de productivité) et les pertes de revenus du marché qui sont

Encadré 7.2 INTERVENTIONS SANS TRAITEMENT

Les risques d'utiliser des eaux usées non traitées pour l'irrigation peuvent être réduits grâce à des options sans traitement ou à de multiples combinaisons de ces options. Elles comprennent la gestion des eaux usées à l'échelle des fermes ainsi que les interventions durant la récolte et post-récolte.

À l'échelle de la ferme, les agriculteurs peuvent réduire les risques pour la santé (comme les infections cutanées, les douleurs musculaires, les infections aux nématodes intestinaux et les maux de pied) et la contamination des cultures en adoptant les pratiques agricoles suivantes :

- l'irrigation au goutte à goutte : elle utilise des systèmes et des contenants d'irrigation au goutte à goutte pour le stockage des eaux usées ;
- améliorer les méthodes de distribution de l'eau comme l'utilisation de l'irrigation par submersion et à la raie ou d'arrosoirs pour chercher l'eau (principalement pour réduire la collecte d'œufs de protozoaires) ;
- éviter l'éclaboussure du sol lorsqu'on utilise des arrosoirs (par exemple en diminuant la hauteur de l'épandage ou en utilisant des boyaux d'arrosage) ;
- cesser l'irrigation avant la récolte (un ou plusieurs jours avant la récolte) pour permettre la mortalité massive naturelle des pathogènes ;
- éviter de remuer les sédiments en allant chercher de l'eau avec les arrosoirs ;
- réduire le contact avec l'eau d'irrigation.

Ne pas laver les cultures récoltées dans de l'eau d'irrigation peut réduire la contamination par des pathogènes. À l'étape post-récolte, qui comprend la manipulation et le transport, la présentation au marché, le stockage et la préparation en cuisine, il est possible d'effectuer les tâches suivantes :

- améliorer le lavage des légumes avant de les servir en utilisant du vinaigre (une option généralement disponible mais aussi la plus dispendieuse), des désinfectants comme des pastilles de chlore (disponibles auprès de fournisseurs choisis) et du permanganate de potassium (disponible dans environ un tiers des pharmacies des villes échantillonnées par Keraita, 2008) ;
- améliorer la salubrité des aliments et l'hygiène.

Une combinaison d'options sans traitement à faible coût de la ferme à la post-récolte comprend « l'approche à barrières multiples » (voir les chapitres 2 et 12), appuyée par les nouvelles directives de l'OMS, où des mesures d'intervention sont placées le long de la chaîne alimentaire pour atteindre un effet d'ensemble dans la réduction des risques pour la santé (OMS, 2006).

Source : Keraita (2008) ; Qadir et coll. (2008).

associés à la détection de la contamination ou de l'exposition. Cette approche permet aussi de faire une analyse de l'efficience par le biais de l'estimation des fonctions de coût en s'appuyant sur les données techniques et économiques disponibles. Le principal avantage de l'approche d'ingénierie est sa transparence, puisqu'il est facile de comprendre comment les chiffres ont été estimés (Fearne et coll., 2004).

Tableau 7.1 PRÉVISIONS DES COÛTS DES INTERVENTIONS SANS TRAITEMENT À L'ÉCHELLE DE LA FERME^a

Interventions (voir Keraita, 2008)	Coûts fixes ^b (\$ US)	Coûts d'exploitation, d'entretien et de main- d'œuvre (\$ US/année)	Estimations des coûts totaux à la première année (\$ US)
Systèmes d'irrigation au goutte à goutte^c			
De provenance locale	105	36	141
Importées	175	36	211
Pratique actuelle sans intervention	10	15	25
Meilleure utilisation des arrosoirs	10	20	30
Arrêt avant la récolte^d	Bénéfice perdu (perte de rendement)		
Pendant deux jours	40	14	54
Pendant quatre jours	70	13	83
Pendant six jours	100	121	112
Utilisation d'un étang pour une meilleure sédimentation	17	25	42
Filtration sur sable (deux rangées de sacs de sable)	24	43	67

^a S'inspirant d'une ferme type d'environ 0,03 ha (culture de légumes irrigués dans des régions urbaines du Ghana).

^b Coût associé à la préparation des sources d'eau (cours d'eau, étang artificiel) non inclus.

^c S'appuyant sur la nécessité de 1 système/0,004 ha, c'est-à-dire environ sept systèmes par ferme, y compris les seaux d'eau.

^d Les pertes sont évaluées à cinq pour cent de l'ensemble de la récolte par jour. Le prix de vente de la laitue est estimé à 1 \$ US/m.²

Source : Hope et Keraita (2009).

La valeur de la réduction des coûts économiques peut entraîner des bénéfices en fonction des coûts associés à la mise en œuvre de chaque intervention susceptible de réduire les risques de maladies liées à des pathogènes microbiens ou d'éviter des pertes de production des cultures, ou compte tenu des économies réalisées grâce aux coûts inférieurs liés aux maladies ou des changements apportés dans la composition de la demande (Smith et coll., 2007; Bennett et coll., 2004; Disney et coll., 2003). On obtient des bénéfices indirects de la hausse de la productivité ou de la compensation des coûts, par exemple des coûts moins élevés liés à la maladie et des vies sauvées grâce à une mortalité réduite. Une intervention est considérée comme un optimum de Pareto si elle améliore la situation pour certaines personnes et qu'elle ne nuit à personne d'autre. Ainsi, pour les gouvernements, les interventions (ou les politiques) acceptables sont généralement celles dont les bénéfices sont supérieurs ou égaux aux coûts prévus.

Dès que les risques concernant les pathogènes microbiens associés à l'utilisation des eaux usées ont été évalués et décrits, et que les coûts et bénéfices des mesures de réduction des risques ont été calculés, une analyse coût-efficacité (ACE) peut être menée pour comprendre les compromis des méthodes disponibles de réduction des risques. Pour ce faire, il faut avoir l'information sur les coûts

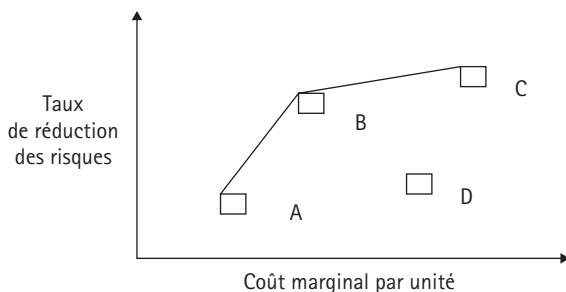
économiques de l'exposition chronique (qui comprend aussi l'infection, le trouble et le décès) de la maladie, les investissements et les coûts associés aux différentes options de réduction des risques, la probabilité de l'efficacité des diverses mesures de réduction des risques et les probabilités d'exposition chronique dans le cadre de différentes mesures de réduction des risques.

On peut réaliser des simulations à l'aide de différents scénarios : ne rien faire ou aucune intervention (base de référence) ; une seule intervention ; ou une combinaison d'interventions.

La différence entre la base de référence et une seule intervention ou une combinaison d'interventions constitue le gain pour la santé (AVCI évitées), ou les revenus découlant de la réduction du fardeau de la maladie grâce aux interventions. Le coût de chaque intervention est ensuite comparé aux gains en vue d'identifier l'intervention (ou la combinaison d'interventions) la plus efficace à différents niveaux de disponibilité des ressources. La comparaison des différentes interventions par rapport à la plus efficace illustre les domaines de rendement, tandis qu'une intervention pour des niveaux de ressources plus élevés montre ce qui devrait être fait si ces ressources sont disponibles.

Nous examinons quatre options hypothétiques (A, B, C, D) de réduction des risques pour mieux faire comprendre notre propos. Tel qu'illustré à la figure 7.2, l'axe des abscisses représente le coût marginal d'ajouter une des nouvelles options en comparaison à la base de référence. L'axe des ordonnées constitue la réduction du pourcentage du risque par rapport à la base de référence. L'option D peut être exclue comme choix, puisque l'option B lui est supérieure, car elle est à la fois plus efficace et moins dispendieuse. On peut limiter les choix d'une stratégie d'adoption aux options non dominées A, B et C, qui pourraient donner les meilleurs bénéfices possibles à un coût donné (Glauber et Narrod, 2001 ; Malcolm et coll., 2004). L'option C est la mesure optimale d'atténuation des risques, où l'avantage marginal de la politique d'atténuation des risques équivaut au coût marginal.

Figure 7.2 RÉDUCTION DES RISQUES ET COMPROMIS SUR LES COÛTS



Les résultats de l'ACE sont des éléments importants en matière de décisions pour la gestion des risques. Ils contribuent à examiner les options disponibles pour réduire les risques de maladie associés à l'utilisation des eaux usées en ce qui a trait à l'efficacité, à la faisabilité technologique et à l'aspect pratique à des points choisis le long de la chaîne alimentaire.

1.2. Évaluer la volonté de payer pour une intervention

On peut évaluer la volonté de payer (VDP) pour des stratégies de contrôle, ou de les adopter, et la volonté d'essayer des technologies ou des interventions telles que celles décrites plus haut à l'aide de méthodes de préférence déclarées, comme l'évaluation des contingences ou l'analyse conjointe (Hammit, 2000). Par la suite, on peut comparer la VDP estimée aux coûts de ces stratégies et technologies en vue de déterminer celles qui sont les plus efficaces du point de vue économique. Dans la méthode d'évaluation des contingences, les consommateurs recevront un scénario hypothétique comprenant le choix entre différents niveaux de risques de contamination des aliments, d'aucune contamination comme scénario de base à un haut degré de contamination (pour un examen approfondi de l'application de cette méthode, voir Birol et coll., 2006; Buzby et coll., 1995, 1998; Latouche et coll., 1998). On présente ensuite un prix aux consommateurs pour voir s'ils sont prêts à payer ce montant pour un certain niveau de sécurité. En cas de réponse positive, on leur présente ensuite un prix plus élevé pour une plus grande sécurité et ainsi de suite. Si les consommateurs répondent « non » dès le départ, le deuxième prix offre un montant et un niveau de sécurité moindres que la première option.

Dans le cadre d'une analyse conjointe, on demande aux consommateurs de classer un certain nombre de caractéristiques associées aux légumes, y compris des caractéristiques sur la salubrité des aliments et les prix. Contrairement à l'évaluation des contingences, la méthode conjointe ne demande pas directement si un consommateur serait prêt à payer pour un légume ayant des caractéristiques particulières (Halbrendt et coll., 1995). Une lacune de ces méthodes directes d'évaluation est l'information incomplète des répondants ou la partialité de l'information, car si la contamination n'est pas visible à l'œil nu, ils ne peuvent pas observer le niveau de risque, et même s'ils peuvent le voir, les conséquences de la contamination comme la gravité et les coûts de santé sont difficiles à juger (pour plus de détails sur ce problème concernant la partialité de l'information et d'autres partis pris, voir Birol et coll., 2006).

Finalement, la VDP peut être modélisée comme une fonction de la gravité et de la durée de la maladie, de la réduction des probabilités et des caractéristiques des répondants (Hammit et Haninger, 2007).

1.3. Approche pour évaluer les conséquences économiques sur les moyens de subsistance

Diverses approches – une analyse qualitative ou quantitative, ou encore une combinaison des deux – peuvent servir à évaluer l'effet de l'exposition à des pathogènes microbiens faisant suite à l'utilisation d'eaux usées pour l'irrigation sur les moyens de subsistance, notamment les revenus agricoles, le patrimoine (les économies et les assurances), la sécurité des aliments et de la nutrition, ainsi que l'égalité homme-femme. Ici, le cadre de moyens de subsistance durables (CMSD), le plus connu et documenté par le ministère du Développement international (DFID) du Royaume-Uni, est utilisé pour comprendre l'effet de l'exposition aux pathogènes microbiens provenant des eaux usées sur les biens de subsistance, les structures et processus de transformation et les stratégies de subsistance (DFID, 2000)². Les répercussions de l'exposition et de la contamination de tous ces éléments toucheront à différents moyens de subsistance, notamment les revenus agricoles, le patrimoine (les économies et les assurances), la sécurité des aliments et de la nutrition et l'égalité homme-femme.

Les résultats des moyens de subsistance déterminent ensuite le degré de vulnérabilité future des ménages face à différents chocs et tensions, y compris les maladies associées aux excréments comme les infections diarrhéiques et aux helminthes, de même que les poussées d'hépatite A et d'entérites virales.

Des méthodes qualitatives, telles que des groupes de discussion, et une appréciation participative rapide des connaissances, des attitudes et des perceptions relativement aux conséquences pour la santé de produire ou de consommer des fruits et des légumes irrigués avec des eaux usées permettraient de saisir les changements dynamiques dans les stratégies de subsistance. Une cartographie

-
2. Les trois composantes du cadre de travail sont : (a) les biens de subsistance : les changements dans l'ensemble des biens d'un ménage y compris notamment les changements dans les installations d'irrigation ; les changements dans le capital humain sous forme d'information et d'éducation, de même qu'une meilleure santé et une meilleure nutrition ; les changements dans les infrastructures (par exemple de bonnes pratiques agricoles, des pratiques de manipulation hygiénique, de meilleures installations de stockage) en vue d'améliorer le revenu, la sécurité alimentaire et la santé ; (b) transformer les structures et processus : les changements dans les institutions, comme des normes minimales pour la réduction des pathogènes microbiens, la mise en œuvre de règlements d'analyse des risques et maîtrise des points critiques (HACCP) à différentes étapes de la chaîne de valeur, le renforcement des capacités des laboratoires et les changements dans les marchés (par exemple la demande, les prix, etc.). Nous porterons une attention particulière au rôle des marchés et des institutions qui appuient l'accès au marché et des coûts de transaction réduits en vue d'identifier les possibilités et les contraintes associées aux moyens de subsistance ; (c) les stratégies de subsistance : des stratégies ex post telles que de consommer les légumes contaminés plutôt que de les vendre ; des stratégies d'atténuation ex ante telles que l'adoption de mesures de réduction des pathogènes à la fois pour la production et la consommation, en investissant par exemple dans une irrigation au goutte à goutte ou par aspersion, en nettoyant et désinfectant les produits, etc.

participative de la chaîne de valeur peut également être effectuée pour comprendre les relations de base entre les acteurs de la chaîne de valeur et la structure du flux des produits, de l'approvisionnement du matériel brut au marché de l'utilisateur final, de même que pour évaluer la valeur des pertes dues à la contamination microbienne (Hellin et coll., 2005). Cela comprend l'observation participative, des entrevues semi-structurées et des groupes de discussion visant à cartographier le flux de produits irrigués avec des eaux usées de la ferme au consommateur final, en vue d'identifier les acteurs clés le long de la chaîne et de comprendre le rôle de l'irrigation avec des eaux usées dans leurs moyens de subsistance (revenus, santé et nutrition). Cartographier la chaîne de valeur peut aussi contribuer à identifier les zones à risques élevés et faibles le long de la chaîne, les défaillances et les mécanismes de coordination du marché, les mesures incitatives qui peuvent entraver ou faciliter la mise en pratique d'approches à barrières multiples pour empêcher la contamination et réduire les risques sanitaires à toutes les étapes de la chaîne. Cela peut également permettre d'identifier les enjeux réglementaires et commerciaux qui pourraient entraver ou rehausser les fonctions des institutions et organisations qui offrent des services comme l'approvisionnement en intrants, l'information sur le marché, le crédit et les normes de qualité dont les différents acteurs ont besoin pour les aider à se décider à adopter ou à mettre en place des mesures de contrôle et de prévention.

Des méthodes quantitatives comme l'analyse de régression, les covariables et l'appariement par scores de propension, de même que les estimateurs et les modèles empiriques de différence dans la différence pour évaluer les effets de traitement différentiel, peuvent être utilisés pour analyser l'effet sur les moyens de subsistance. Cela comportera des enquêtes structurées quantitatives de la chaîne de valeur au niveau des ménages qui permettront de comprendre les conséquences économiques globales des mesures de réduction des pathogènes sur l'ensemble des biens de subsistance des pauvres³ et sur les résultats, notamment les revenus, la santé et la nutrition. La quantité et la qualité de ces biens ainsi que leur accès sont influencés par la contamination des pathogènes, y compris les tendances (par exemple durant la période de soudure), les chocs (par

3. Les biens des ménages consistent en l'ensemble des ressources utilisées pour générer le bien-être (Jansen et coll., 2005). Les biens se composent du capital humain (par exemple le nombre de membres au sein du ménage, leur sexe et leur âge, leurs talents, leurs connaissances, indigènes et locales ou officielles par le biais d'une formation approfondie, leur éducation informelle et formelle, leur bonne santé, leur capacité à travailler, la taille du ménage et les données démographiques); du capital naturel (par exemple le climat, les terres, héritées ou acquises, le sol, les eaux, traitées ou non, les cours d'eau, les puits, la qualité et la fertilité des sols); du capital physique (le nombre et le type d'animaux d'élevage, l'équipement et les technologies de production, les transports); des actifs financiers (les espèces, les transferts, le crédit et le débit, les économies); des facteurs localisés comme l'accès aux infrastructures et aux services publics; et du capital social (les réseaux sociaux, les relations sociales, le fait d'être membre d'associations de producteurs nationales ou à l'échelle du village, etc.).

exemple les poussées de diarrhées) et les tensions (par exemple la diarrhée chronique). On juge que les ménages sont durables s'ils peuvent s'accommoder des tendances, des chocs et des fluctuations saisonnières sans compromettre leur capacité future à survivre.

Les interventions pour contrôler ou réduire le risque de contamination et d'exposition aux pathogènes peut survenir à différentes étapes le long de la chaîne alimentaire, à partir de la production, au cours de la récolte et post-récolte. Elles peuvent comprendre des technologies de traitement des eaux usées et des options sans traitement : des améliorations à la qualité de l'eau, le contrôle de l'exposition humaine, la gestion des eaux usées à l'échelle de la ferme et des interventions pendant la récolte et post-récolte (voir l'encadré 7.2 plus haut et Qadir et coll., 2008, pour une description détaillée de ces interventions de réduction des risques). Les technologies de traitement des eaux usées peuvent atteindre une réduction de un à six unités logarithmiques des pathogènes et un fardeau tolérable de la maladie de $< 10^{-6}$ AVCI par personne par année, mais la mise en œuvre de ce traitement est très dispendieuse dans les pays en développement (Carr, 2001 ; OMS, 2006). Il existe des mesures sans traitement comme l'irrigation au goutte à goutte et le lavage des produits pour protéger les agriculteurs et les consommateurs à faible coût qui peuvent effectivement minimiser l'exposition aux cultures et aux humains, pouvant atteindre une réduction des pathogènes de l'ordre de six unités logarithmiques (OMS, 2006).

L'analyse de régression pourrait servir à examiner les effets sur les moyens de subsistance avec la mesure d'exposition aux pathogènes comme variable explicative contrôlant différents facteurs à l'échelle du ménage qui ont une incidence sur les moyens de subsistance, tels les revenus provenant de la production légumière et la morbidité des adultes et des enfants. La mesure d'exposition peut être regroupée selon une exposition élevée par rapport à faible, et avec ou sans maladie ou poussée diarrhéique.

1.4. Méthodes pour évaluer les conséquences économiques à long terme des interventions

Le choix de la méthode pour évaluer l'impact à long terme d'interventions efficaces sur les moyens de subsistance et la santé est guidé par la nature du problème, l'intervention choisie et l'objectif connexe, qui dans ce cas est la réduction de la contamination et de l'exposition à des pathogènes provenant de l'irrigation avec des eaux usées. Premièrement, il est nécessaire de mener une enquête initiale pour obtenir de bonnes mesures préalables à l'intervention concernant à la fois les stratégies et les résultats associés aux moyens de subsistance, car cela s'avérera essentiel à l'obtention de nombreux effets lorsqu'une série de mesures de contrôle efficaces sera introduite. L'enquête initiale permettra de recueillir de l'information sur la santé, l'éducation, les comportements, les préférences et l'utilisation de l'eau, tout en répondant aux questions à savoir comment la maladie

découlant du contact avec des eaux usées non traitées mène à une perte de biens (soit par le biais des prix ou d'une perte de marché à court terme pour vendre des cultures légumières irriguées avec des eaux usées). Il faut également une évaluation des risques de base pour évaluer les expositions et la prévalence de la contamination par des pathogènes⁴.

Des enquêtes sur les connaissances, attitudes, perceptions et pratiques (CAPP) quant à l'utilisation des eaux usées pour l'irrigation et la préparation des aliments, de même que des expériences comportementales (des expériences de choix ou des expériences sur le terrain), pourraient servir à déterminer la volonté des agriculteurs et des consommateurs d'adopter des mesures d'atténuation efficaces. Les expériences comportementales sont aussi utiles pour faire des recherches sur quel type d'institutions serait privilégié par quel type de ménages, et comment les préférences des ménages pour différents mécanismes institutionnels (par exemple les subventions incitatives) sont influencées par leurs moyens de subsistance (par exemple des revenus de la production légumière, le total des revenus, la sécurité des aliments et de la nutrition, etc.).

Actuellement, l'évaluation des connaissances et des perceptions des pauvres sur les risques de maladies d'origine alimentaire associées aux cultures irriguées avec des eaux usées est limitée (Faruqui et coll., 2004). Nous avons besoin d'une évaluation complète de la VDP pour des technologies d'intervention en tenant compte de la durabilité, de l'acceptabilité culturelle, de la faisabilité économique, de l'acceptabilité éthique et de l'efficacité globale des interventions potentielles. Une étape pour y arriver consiste à déterminer pourquoi il y a une compréhension insuffisante des risques de maladies d'origine hydrique associées à l'irrigation avec des eaux usées et des manières d'atténuer ces risques, pour ensuite identifier des moyens efficaces d'accroître cette compréhension. Pour ce faire, une approche reconnue est l'analyse de la chaîne de valeur qui met l'accent sur la conscience, les attitudes, les perceptions, les connaissances et les pratiques des acteurs de la chaîne de valeur à propos de l'utilisation des eaux usées de façon à comprendre comment encourager au mieux les agriculteurs (et d'autres acteurs le long de la chaîne de valeur) à adopter des mesures de réduction des risques. Une telle analyse permet une introspection de la raison d'être derrière le manque de compréhension des acteurs de la chaîne de valeur quant aux risques potentiels pour la santé associés à l'utilisation des eaux usées pour l'irrigation.

4. Lors de la réalisation de l'évaluation des risques, l'évaluation de l'exposition permettra d'estimer la prévalence fondamentale des maladies d'origine hydrique (par exemple la gastro-entérite aiguë, la diarrhée, l'hépatite A, l'amibiase, la dysenterie, etc.) associées à l'exposition aux pathogènes microbiens (comme les rotavirus, les norovirus, *Legionella* spp., *Salmonella* spp., *E. coli*, *Giardia intestinalis*, les helminthes et bien d'autres) dans les eaux usées pour une société donnée.

Un questionnaire structuré et une évaluation participative peuvent servir à recueillir des renseignements sur les CAPP pour l'irrigation avec des eaux usées. Les questions peuvent être classées et marquées selon leur rapport coût-efficacité dans la prévention d'infections découlant de l'utilisation avec des eaux usées. Ces scores représentent le coefficient de pondération des CAPP quant à la réduction du risque d'infection. À titre d'exemple, on peut accorder cinq points à la plus importante mesure d'atténuation et un point à celle qui est la moins importante. Le score en pourcentage est la somme des résultats divisée par la somme des points disponibles (l'accumulation proportionnelle). Les résultats de ces CAPP pourraient aider à comprendre pourquoi la gestion de l'utilisation des eaux usées des pauvres est inadéquate. Si les intervenants étaient informés des risques pour la santé et de la perte de revenus, ainsi que des stratégies les plus efficaces à adopter, ils seraient peut-être plus prêts à mettre en œuvre de telles stratégies.

Étant donné les risques sanitaires associés à l'utilisation des eaux usées et l'importance de cibler des stratégies d'atténuation efficaces et appropriées, il est non seulement important de comprendre ce que les agriculteurs et les consommateurs disent qu'ils feront ou ce qu'ils préfèrent, mais aussi de véritablement observer ce qu'ils font ou choisissent en réalité. Des essais cliniques comparatifs aléatoires nous permettent d'observer le plus grand effet des interventions sur les biens et les résultats des moyens de subsistance (les revenus, l'état de santé et nutritionnel), dans de vraies conditions, de différentes stratégies et approches en vue d'amener un changement de comportement (Dupas et coll., en cours). Cela inclurait une analyse hypothétique pour produire des distributions de résultats des moyens de subsistance sans intervention (groupe témoin), et de les comparer à des distributions réelles (groupe expérimental) (DiNardo et coll., 1996). L'effet de l'intervention se calcule à partir de la simple différence moyenne entre les résultats du groupe témoin et du groupe expérimental : $\text{Effet} = \text{Moyenne (résultat du groupe expérimental admissible)} - \text{Moyenne (résultat du groupe témoin aléatoire admissible)}$. On peut aussi analyser davantage les données pour comprendre l'effet différentiel sur différents sous-groupes au sein de l'échantillon.

Une assignation aléatoire assure également la direction de causalité, c'est-à-dire offrir des arrosoirs ou des systèmes d'irrigation au goutte à goutte aux agriculteurs entraîne un fardeau de la maladie moins élevé en ce qui concerne les feuilles de laitue. Dans un cas où l'intervention est offerte uniquement aux agriculteurs plus instruits dès le départ, il est possible que ce groupe se distingue des agriculteurs moins instruits de plusieurs manières, notamment par des pratiques d'hygiène différentes et d'autres comportements qui ont une incidence sur la santé ; ainsi, l'effet de l'intervention sur ce groupe ne sera pas représentatif de l'effet sur tous les agriculteurs. De plus, si le groupe témoin n'est pas identique au groupe expérimental, comme des agriculteurs plus instruits qui reçoivent le programme par rapport à des agriculteurs moins instruits qui servent de groupe témoin, l'évaluation ne montrera pas exactement les effets du programme. Il est probable que ces agriculteurs aient différents comportements et peut-être

différentes réalités sanitaires indépendantes de l'intervention, et que l'effet du programme sur un groupe sera très différent de l'effet potentiel sur l'autre, et que les deux groupes connaîtront des événements externes différents. L'avantage d'assigner le traitement ou le programme de façon aléatoire est que nous savons qu'il n'y a pas de différences significatives entre les groupes expérimentaux et les groupes témoins. En choisissant le groupe expérimental, il est possible d'obtenir une partialité de la sélection. Ce problème peut être retiré des estimations de l'effet en « instrumentant » l'adoption, c'est-à-dire en trouvant des variables exogènes qui expliquent l'adoption, mais qui n'ont pas d'incidence sur les résultats. Cependant, il est difficile de trouver de tels instruments exogènes et, donc, les variables instrumentales peuvent identifier uniquement une partie de l'effet du traitement.

Les données de base ayant été recueillies avant l'intervention, il devrait y avoir au moins une enquête de suivi (des questionnaires ou des entrevues comparables à l'enquête initiale) auprès des mêmes groupes après la mise en place des interventions. Les données recueillies permettraient à la méthode des doubles différences de mesurer l'incidence économique à long terme (coûts médicaux moindres et pertes de productivité inférieures) et l'incidence sur la santé (des niveaux de pathogènes moins élevés et plus de 50 pour cent de réduction des maladies d'origine alimentaire). Comme première différence, cela permet de comparer les groupes expérimentaux (les participants et adopteurs de l'intervention) et les groupes témoin (non-participants et non-adopteurs des interventions). Ensuite, on compare les résultats avant et après des interventions comme deuxième différence. L'effet de l'intervention représente la différence moyenne entre les valeurs « avant » et « après » du résultat pour chaque groupe expérimental ou témoin.

■ CONCLUSIONS

L'augmentation de l'utilisation des eaux usées pour irriguer les cultures légumières continuera tant et aussi longtemps que le traitement des eaux usées demeurera limité tandis que les populations et la demande en aliments sont à la hausse, particulièrement dans les pays en développement. Comme mentionné dans les autres chapitres de cet ouvrage, l'irrigation avec des eaux usées pose un problème sanitaire pour l'ensemble de la chaîne alimentaire et nécessite par conséquent une approche d'analyse multidisciplinaire. Ce chapitre portait sur différentes méthodes d'évaluation des conséquences économiques d'une maladie, des coûts et les bénéfices des interventions, et de la volonté d'adopter des interventions ou de payer pour. Deuxièmement, le chapitre visait à fournir un cadre de travail méthodologique permettant la collecte et l'analyse de données visant à mesurer les conséquences économiques des maladies causées par des pathogènes microbiens provenant des eaux usées sur les biens des ménages; des stratégies concernant les moyens de subsistance pour réduire les risques de troubles ou de maladies d'origine hydrique; des modèles de diversification comme l'investissement dans

des interventions sans traitement ou changer pour d'autres activités de subsistance ; et les différents indicateurs des moyens de subsistance des producteurs, notamment les revenus, la sécurité des aliments et de la nutrition de même que l'égalité homme-femme. Le cadre de travail proposé traite de certains des défis liés à l'évaluation d'interventions et de stratégies efficaces pour que les pauvres puissent les adopter de manière à réduire les risques de troubles et de maladies associés à l'utilisation avec des eaux usées.

Le manque de compréhension et de connaissances des producteurs et des consommateurs pauvres quant à l'effet potentiel sur la santé de l'utilisation avec des eaux usées pour l'irrigation, de même que le manque d'information sur les bonnes pratiques d'hygiène alimentaire et sanitaires, peuvent tous être abordés dans le cadre d'une analyse des CAPP. En priorisant les interventions pour améliorer la santé et les moyens de subsistance, il faut tenir compte des connaissances et des perceptions des personnes pauvres quant aux risques, de même que de leur volonté de payer pour, ou d'adopter des moyens efficaces de réduire les risques sanitaires associés à l'utilisation des eaux usées. Faire la promotion de changements comportementaux nécessite plus de temps, des mesures incitatives et un renforcement fréquent, notamment pour ceux qui sont les plus vulnérables ou à risque.

Des essais cliniques comparatifs aléatoires peuvent et doivent être utilisés à la fois pour mesurer les effets et pour mener des tests relatifs à l'innovation des produits. Toutefois, faire ce type de tests inclut d'offrir une innovation programmatique à un groupe d'agriculteurs, de consommateurs, de propriétaires d'entreprises, etc., sélectionnés au hasard alors que le groupe témoin a seulement accès aux programmes ou aux services types. Des essais cliniques comparatifs aléatoires peuvent être bénéfiques pour élaborer ou améliorer les programmes et mesurer l'incidence sur l'utilisation, le fardeau de la maladie, l'efficacité opérationnelle et la commercialisation.

Pour conclure, il serait idéal d'utiliser la combinaison d'une approche avant et après et d'une approche avec et sans intervention pour bien saisir les changements dans la différence. Le problème avec cette analyse hypothétique est de trouver un groupe « sans intervention » qui n'est pas trop près du groupe « avec intervention », de manière à éviter des effets de propagation ou la contamination. Il est aussi possible que le groupe « sans intervention », lorsque les données de base sont recueillies, aura certaines interventions introduites entre le temps de l'enquête initiale et de l'enquête finale. Une enquête à mi-parcours est par conséquent suggérée pour permettre une vérification initiale de l'effet et l'analyse des changements dans l'incidence au fil du temps. La collecte de données devrait être conçue pour inclure les enquêtes initiales, de suivi et finales pour l'évaluation des interventions en vue de réduire les risques d'infection et de contamination associés à l'utilisation avec des eaux usées à long terme. En dernier lieu, les interventions mises en œuvre doivent bel et bien protéger les moyens de subsistance des producteurs, commerçants et consommateurs pauvres de manière à ce que l'adoption de ces interventions soit durable à long terme.

■ RÉFÉRENCES

- Asano, T. et coll. (1992). «Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data», *Water Science and Technology*, vol. 26, n^{os} 7-8, p. 1513-1524.
- Bennett, R., R. J. Cooke et J. Ijpelaar (2004). *Assessment Economic Impacts of TB and Alternative Control Policies*, SE3112, Londres, rapport de projet final au ministère de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales.
- Biol, E., K. Karaousakis et P. Koundouri (2006). «Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application», *Science of the Total Environment*, vol. 365, p. 105-122.
- Blumenthal, U. J. et coll. (2000). *Guidelines for Wastewater Reuse in Agriculture and Aquaculture: Recommended Revisions Based on New Research Evidence*, Tâche n° 68, Partie 1, WELL Study, École d'hygiène publique et de médecine tropicale de Londres, Loughborough, Londres/Université de Loughborough.
- Buechler, S. et G. Devi (2005a). «Local responses to water resource degradation in India: Groundwater farmer innovations and the reversal of knowledge flows», *Journal of Environment and Development*, vol. 14, n° 4, p. 410-438.
- Buechler, S. et G. Devi (2005b). *Household Food Security and Wastewater-Dependent Livelihood Activities along the Musi River in Andhra Pradesh, India*, Genève, OMS, <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gwuwfoodsecurity.pdf>.
- Buzby, J. C., R. C. Ready et J. R. Skees (1995). «Contingent valuation in food policy analysis: A case study of a pesticide-residue risk reduction», *Journal of Agricultural and Applied Economics*, vol. 27, p. 613-625.
- Buzby, J. C. et coll. (1998). «Measuring consumer benefits of food safety risk reductions», *Journal of Agricultural and Applied Economics*, vol. 30, p. 69-82.
- Carr, R. (2001). «Excreta-related infections and the role of sanitation in the control of transmission», dans L. Fewtrell et coll. (dir.), *Water Quality: Guidelines, Standards and Health; Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease*, Londres, Association internationale de l'eau (AIE) pour le compte de l'Organisation mondiale de la santé, p. 89-113.
- Chambers, R. et G. Conway (1992). «Sustainable rural livelihoods: Practical concepts for the twenty-first century», *IDS Discussion Paper No. 296*, Brighton, Institut d'études sur le développement.
- DiNardo, J., N. M. Fortin et T. Lemieux (1996). «Labor market institutions and the distribution of wages, 1973-1992: A semiparametric approach», *Econometrica*, vol. 64, p. 1001-1044.
- Disney, R., C. Emmerson et M. Wakefield (2003). «Ill-health and retirement in Britain: A panel data-based analysis», *Document de travail*, n° 03-02, Londres, Institut d'études fiscales.
- Dupas, P., M. Kremer et A. Zwane, en cours. «The demand for safe water among mothers of young children in Kenya», New Haven, Innovations for Poverty Action, <<http://poverty-action.org/work/projects/0081>>.
- Ellis, F. (2000). *Rural Livelihoods and Diversity in Developing Countries*, Oxford, Oxford University Press.
- Ensink, J. H. J. (2006). *Water Quality and the Risk of Hookworm Infection in Pakistani and Indian Sewage Sarmers*, thèse de doctorat, École d'hygiène publique et de médecine tropicale de Londres, Londres, Université de Londres.
- Ensink, J. H. J. et coll. (2003). «The use of untreated wastewater in peri-urban agriculture in Pakistan: Risks and opportunities», *IWMI Research Report 64*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau.

- Ensink, J. H. J. et coll. (2004). « A nationwide assessment of wastewater use in Pakistan : An obscure activity or a vitally important one ? », *Water Policy*, vol. 6, p. 197-206.
- Faruqui, N. I., C. A. Scott et L. Raschid-Sally (2004). « Confronting the realities of wastewater use in irrigated agriculture : Lessons learned and recommendations », dans C. A. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture : Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing, p. 173-185.
- Fattal, B., Y. Lampert et H. Shuval (2004). « A fresh look at microbial guidelines for wastewater irrigation in agriculture : A risk assessment and cost-effectiveness approach », dans C. A. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture : Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing, p. 1-10.
- Fearne, A. et coll. (2004). *Review of the Economics of Food Safety and Food Standards*, rapport préparé pour l'Agence des normes alimentaires, Londres, Imperial College.
- Feenstra, S., R. Hussain et W. van der Hoek (2000). « Health risks of irrigation with untreated urban wastewater in the southern Punjab, Pakistan », *IWMI Pakistan Report*, n° 107, Lahore, Institut international de gestion de l'eau.
- Ginneken, M. van et G. Oron (2000). « Risk assessment of consuming agricultural products irrigated with reclaimed wastewater : An exposure model », *Water Resources Research*, vol. 36, p. 2691-2699.
- Glauber, J. et C. Narrod (2001). *A Rational Risk Policy for Regulating Plant Diseases and Pests*, Washington, AEI-Brookings Joint Center for Regulatory Studies.
- Halbrendt, C. et coll. (1995). « Using conjoint analysis to assess consumers' acceptance of PST-supplemented pork », dans J. A. Caswell (dir.), *Valuing Food Safety and Nutrition*, Boulder, Westview Press, p. 129-153.
- Hamilton, A. J. et coll. (2005). « Position of the Australian horticultural industry with respect to the use of reclaimed water », *Agricultural Water Management*, vol. 71, p. 181-209.
- Hamilton, A. J. et coll. (2006). « Quantitative microbial risk assessment models for consumption of raw vegetables irrigated with reclaimed water », *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 72, p. 3284-3290.
- Hammit, J. K. (2000). « Evaluating contingent valuation of environmental health risks : The proportionality test », *Association of Environmental and Resource Economists Newsletter*, vol. 20, n° 1, p. 14-19.
- Hammit, J. K. et K. Haninger (2007). « Willingness to pay for food safety : Sensitivity to duration and severity of illness », *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 89, n° 5, p. 1170-1175.
- Havelaar, A. H. et coll. (2006). *Towards an Integrated Approach in Supporting Microbiological Food Safety Decisions*, rapport n° 06-001 pour le projet de réseau sur la prévention et le contrôle des zoonoses (projet FOOD-CT-2004-506122) fondé par la Commission européenne et soutenu conjointement par la Dutch Food and Consumer Safety Product Authority, Pays-Bas, Med-Vet-Net et RIVM.
- Hellin, J., A. Griffith et M. Albu (2005). « Mapping the market : Market-literacy for agricultural research and policy to tackle rural poverty in Africa », dans F. R. Almond et coll. (dir.), *Beyond Agriculture – Making Markets Work for the Poor. Proceedings of an International Seminar, February 28–March 1, 2005*, Londres, Natural Resources International Limited et Practical Action.
- Hoek, W. van der et coll. (2002). « Urban wastewater : A valuable resource for agriculture – A case study from Haroonabad, Pakistan », *IWMI Research Report No. 63*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau, p. 20.
- Hope, L. et B. Keraita (2009). Données d'un projet non publié, Accra, IWMI.

- IWMI (2006). « Recycling realities : Managing health risks to make wastewater an asset », *Water Policy Briefing No. 17*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau en partenariat avec le centre de services consultatifs du Partenariat mondial de l'eau (GWP) à l'IWMI et le comité technique du GWP.
- Jansen, H. G. P. et coll. (2005). « Geography, livelihoods and rural poverty in Honduras : An empirical analysis using an asset-based approach », *Document de travail*, n° 134, Göttingen, Ibero-America Institute for Economic Research (IAI).
- Jiménez, B. et T. Asano (2004). « Acknowledge all approaches : The global outlook on reuse », *Water*, n° 21, décembre 2004, p. 32-37.
- Keraïta, B. (2008). *Low-cost Measures for Reducing Health Risks in Wastewater-irrigated Urban Vegetable Farming in Ghana*, thèse de doctorat, Faculté des sciences de la santé, Copenhague, Université de Copenhague.
- Latouche, K., P. Rainelli et D. Vermersch (1998). « Food safety issues and the BSE scare : Some lessons from the French case », *Food Policy*, n° 23, p. 347-356.
- Malcolm, S. et coll. (2004). « Evaluating the economic effectiveness of pathogen reduction technologies in cattle slaughter plants », *Agribusiness : An International Journal*, vol. 20, n° 1, p. 109-124.
- Ministère du Développement international (DFID) (2000). *Sustainable Livelihoods Guidance Sheets*, Londres, DFID, <<http://www.dfid.gov.uk>>.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2 : Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Petterson, S. R., N. Ashbolt et A. Sharma (2001). « Microbial risks from wastewater irrigation of salad crops : A screening-level risk assessment », *Water Environment Research*, vol. 72, p. 667-672.
- Qadir, M. et coll. (2008). « The challenges of wastewater irrigation in developing countries », *Agricultural Water Management*, sous presse, doi 10.1016/j.agwat.2008.11.004.
- Scoones, I. (1998). « Sustainable rural livelihoods : A framework for analysis », IDS, *Document de travail*, n° 72, Université du Sussex, Brighton, Institut d'études sur le développement.
- Scott, C. A., N. I. Faruqui et L. Raschid-Sally (2004). « Wastewater use in irrigated agriculture : Management challenges in developing countries », dans C. A. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture : Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing, p. 1-10.
- Shuval, H. I. et coll. (1986). *Wastewater Irrigation in Developing Countries – Health Effects and Technical Solutions*, Washington, document technique n°51 de la Banque mondiale, rapport de gestion de projet du PNUD.
- Shuval, H. I., Y. Lampert et B. Fattal (1997). « Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture », *Water Science and Technology*, n° 35, p. 15-20.
- Smith, G. C. et coll. (2007). « A cost-benefit analysis of culling badgers to control bovine tuberculosis », *Veterinary Journal*, vol. 173, n° 2, p. 302-310.
- Tanaka, H. et coll. (1998). « Estimating the safety of wastewater reclamation and reuse using enteric virus monitoring data », *Water Environment Research*, vol. 70, n° 1, p. 39-51.
- Toze, S. (2006). « Reuse of effluent water-benefits and risks », *Agricultural Water Management*, n° 80, p. 147-159.
- Valeeva, N. I., M. P. M. Meuwissen et R. B. M. Huirne (2004). « Economics of food safety in chains : A review of general principles », *NJAS Wageningen Journal of Life Sciences*, vol. 51, n° 4, p. 369-390.

MINIMISER LES RISQUES SANITAIRES

Page Laissée Vide Intentionnellement

Traitement des eaux usées pour l'élimination des agents pathogènes et la conservation des éléments nutritifs

Des systèmes adaptés aux pays en développement

*Blanca Jiménez Cisneros, Duncan Mara,
Richard Carr et François Brissaud¹*

■ RÉSUMÉ

Ce chapitre résume les principales caractéristiques des processus de traitement des eaux usées, plus particulièrement ceux qui sont adaptés aux pays en développement, du point de vue de leur potentialité à produire un effluent qui convient à une irrigation agricole sécuritaire. Le traitement se concentre sur l'abattement des pathogènes et la conservation des éléments nutritifs. Les processus de traitement des eaux usées se divisent en deux catégories principales : les systèmes « naturels » qui ne nécessitent pas une grande consommation d'énergie électrique et qui, par conséquent, conviennent mieux aux pays en développement ; et les systèmes électromécaniques conventionnels qui dépendent entièrement de l'énergie et qui, s'ils sont utilisés dans des régions à faible revenu,

1. Les opinions exprimées dans ce chapitre sont celles des auteurs uniquement et ne reflètent pas nécessairement les politiques et positions de l'Organisation mondiale de la santé.

nécessitent d'importants investissements financiers pour leur construction et une main-d'œuvre qualifiée pour une bonne exploitation et maintenance. L'élimination des agents pathogènes viraux, bactériens, protozoaires et helminthiques par les processus de traitement naturels et conventionnels les plus couramment utilisés est détaillée, et des recommandations sont présentées pour le choix du processus.

■ INTRODUCTION

Pour traiter les eaux usées municipales, afin qu'elles soient utilisées de manière sécuritaire à des fins agricoles, il est important de conserver les éléments nutritifs tout en éliminant les pathogènes. Cela impose des contraintes quant au choix du processus qui sont très différentes de celles utilisées pour l'abattement des matières organiques (c'est-à-dire la demande biochimique d'oxygène, DBO), qui constitue la préoccupation principale du traitement des eaux usées avant leur évacuation vers les eaux de surface. L'élimination efficace des pathogènes nécessite un bon choix des processus de traitement, puisque plusieurs groupes d'agents pathogènes – viraux, bactériens, protozoaires et helminthiques – doivent être éliminés à différents niveaux et, dans les pays en développement, au coût le plus faible possible.

L'information présentée dans ce chapitre, qui complète celle du chapitre 9 (le traitement des boues de vidange) et des chapitres 10 et 12 (tous les deux portant sur des options de post-traitement), est un résumé des principales caractéristiques des processus de traitement des eaux usées, plus particulièrement de ceux qui sont adaptés aux pays en développement, de par leur potentialité à produire un effluent qui convient à l'irrigation agricole, plutôt qu'une description de leurs principes de conception et d'exploitation (qui peut se trouver dans la documentation spécialisée et dans certaines des références données ici).

■ 1. CARACTÉRISTIQUES DES EAUX USÉES

À l'échelle mondiale, les eaux usées municipales ont généralement une composition semblable en ce qui concerne leurs teneurs en matières organiques et en éléments nutritifs, mais pas pour leurs caractéristiques microbiologiques. En raison de la différence des conditions sanitaires des personnes vivant dans les pays industrialisés et en développement, la teneur en pathogènes varie beaucoup (Jiménez, 2003) et par conséquent, les options de traitement appropriées sont également différentes. Le tableau 8.1 montre les teneurs en pathogènes des eaux usées de divers pays. Il est évident qu'en vue d'atteindre des valeurs ≤ 1 œuf d'helminthe par litre et $\leq 10^3$ - 10^4 coliformes fécaux par 100 ml dans les eaux usées traitées destinées à l'irrigation agricole (comme le recommandent les directives de l'OMS

Tableau 8.1 CONCENTRATIONS DE MICROORGANISMES DANS LES EAUX USÉES ET LES BOUES D'ÉPURATION DE DIFFÉRENTS PAYS

Microorganismes	Pays/Région	Eaux usées	Boues
Œufs d'helminthes (par litre)	Pays en développement	70-3 000	70-735
	Brésil	166-202	75
	Égypte	N/D	Moyenne : 67 Max. : 735
	Ghana	0-15	76
	Jordanie	300	N/D
	Mexique	6-98 (jusqu'à 330 dans les régions pauvres)	73-177
	Maroc	214-840	N/D
	Pakistan	142 (<i>Ascaris</i>) 558 (<i>Ascaris</i> , <i>Ancylostoma</i> et <i>Necator</i>)	N/D
	Ukraine	20-60	N/D
	France	9-10	5-7
	Allemagne	N/D	< 1
	Grande-Bretagne	N/D	< 6
	Russie (Irkutsk)	19	N/D
	États-Unis	1-8	2-13
Coliformes fécaux (par 100 ml)	Ghana	10 ⁴ -10 ⁹	
	Mexique	10 ⁷ -10 ⁹	
	États-Unis	10 ⁶ -10 ⁹	
<i>Salmonella</i> spp. (par 100 ml)	Mexique	10 ⁶ -10 ⁹	
	États-Unis	10 ³ -10 ⁶	
Kystes de protozoaires (par litre)	Mexique	978-1 814	
		(<i>Entamoeba histolytica</i> , <i>Giardia lamblia</i> et <i>Balantidium coli</i>)	
	États-Unis	28 (<i>Cryptosporidium</i>)	

Source : Jiménez (2005, 2007) ; Jiménez et coll. (2004) ; N/D : non disponible.

de 2006, voir les chapitres 2 et 5), les rendements efficaces pour l'élimination des œufs d'helminthes² sont de l'ordre de 95-99,99 pour cent et de trois à six unités logarithmiques³ pour les coliformes fécaux.

L'élimination des œufs d'helminthes, des bactéries et des virus se réalise couramment à l'aide d'étangs de stabilisation des eaux usées et d'autres processus de traitement « naturels ». Cependant, lorsque des processus plus « conventionnels » ou à forte consommation d'énergie (par exemple les boues activées) sont utilisés, des méthodes de désinfection comme la chloration, l'ozonation et le rayonnement ultraviolet sont habituellement nécessaires pour l'inactivation des pathogènes. Ces méthodes de désinfection éliminent les bactéries et les virus, mais pas les œufs d'helminthes, car ils sont très résistants et se comportent différemment des bactéries et des virus lors du traitement. Les (oo)kystes de protozoaires sont légèrement moins résistants que les œufs d'helminthes (Des détails sur les mécanismes d'élimination des œufs d'helminthes se trouvent dans Jiménez, 2007, 2009.). Par conséquent, il faut choisir judicieusement le processus de sélection qui retirera les œufs d'helminthes et les (oo)kystes de protozoaires des eaux usées au niveau requis.

■ 2. CLASSIFICATION DES ÉTAPES DE TRAITEMENT

De manière conventionnelle, il y a quatre étapes à considérer : le prétraitement, les traitements primaire, secondaire et tertiaire.

Le prétraitement comprend le dégrillage et le dessablage pour l'extraction des matières en suspension grossières telles que les corps gras, les huiles et les graisses, le sable, le gravier, les roches et toute autre grosse matière flottante (par exemple le plastique, le bois, etc.). Les niveaux de concentration en pathogènes ou en éléments nutritifs ne sont pas touchés. Dans les pays développés, un équipement spécialisé et sophistiqué, souvent muni d'un système de fonctionnement et de contrôle à distance, est utilisé. Les pays en développement se servent généralement d'un équipement à faible coût, comme des grilles à barreaux râclées manuellement et des chambres de dessablage nettoyées manuellement.

-
2. Il est important de souligner que l'efficacité de l'élimination des œufs d'helminthes donne plus d'information lorsqu'elle est exprimée en pourcentage, plutôt qu'en unités logarithmiques (comme dans les normes de l'OMS, 2006), et ce, en raison de leur nombre beaucoup moins élevé dans les eaux usées comparativement aux bactéries et aux virus, et de la nécessité d'obtenir des qualités d'effluents monochiffres.
 3. Les unités logarithmiques sont, strictement, des unités \log_{10} , de manière à ce qu'une réduction de quatre unités logarithmiques (par exemple) = une élimination de 99,99 pour cent.

Le traitement primaire consiste généralement à la sédimentation primaire, quoique les fosses septiques, les fosses Imhoff, les réacteurs anaérobiques ascendants de couverture de boue (UASB) et les bassins anaérobies, incluant les bassins anaérobies à forte charge (HRAP), servent aussi à cela. Dans ces processus, qui ont un temps de séjour hydraulique de quelques heures, presque toutes les matières décantables qui se trouvent dans le sédiment des eaux usées se déposent au fond du réacteur, d'où elles sont régulièrement retirées (habituellement de façon continue ou au moins une fois par jour pour les bassins de décantation primaires, toutes les quelques semaines pour les UASB et une fois tous les un à trois ans pour les fosses septiques et Imhoff et les bassins anaérobies). Les boues ainsi produites contiennent des pathogènes viables (notamment des œufs d'helminthes) et nécessitent un autre traitement avant d'être utilisées sur les terres agricoles (autre que par injection dans la couche inférieure d'un sol de culture).

Les systèmes de traitement secondaire font suite au traitement primaire et sont le plus souvent associés à des processus biologiques couplés à une séparation solide/liquide. Les processus de traitement aérobies secondaires comprennent un réacteur biologique suivi d'un deuxième bassin de décantation pour enlever et concentrer la biomasse produite à partir des composés organiques des eaux usées. Les réacteurs aérobies utilisent soit des processus de biomasse en suspension (par exemple des étangs aérés, des boues activées, des fosses d'oxydation) ou des processus à biomasse fixée (des filtres bactériens, des disques biologiques). Bien que les systèmes de traitement secondaires conventionnels soient principalement conçus pour l'abattement de la DBO, des matières en suspension et souvent des éléments nutritifs (l'azote et le phosphore), ils peuvent également, avec un rendement optimisé, réduire les pathogènes bactériens et viraux d'environ 90 pour cent, les (oo)kystes de protozoaires de zéro à une unité logarithmique et les œufs d'helminthes d'environ deux unités logarithmiques, selon la concentration des matières en suspension.

Le traitement tertiaire fait référence aux processus de traitement en aval du traitement secondaire comme : l'élimination additionnelle de matières solides par floculation, coagulation et sédimentation ; la filtration sur milieu granulaire ; ou la désinfection. Lorsque les processus de traitement tertiaire sont utilisés, la séquence globale des processus de traitement des eaux usées est souvent décrite comme étant un « traitement des eaux usées avancé ». Le traitement tertiaire, et même dans certains cas le traitement secondaire (selon le processus choisi), est généralement inabordable et souvent trop complexe pour être exploité de manière satisfaisante dans de nombreux pays à faible revenu.

Puisque ces processus de traitement des eaux usées peuvent être utilisés à différentes étapes (primaires, secondaires, tertiaires et même combinés), chaque processus de traitement sera analysé dans ce chapitre comme une seule unité et son rôle à divers niveaux de traitement discuté.

■ 3. DESCRIPTION DES PROCESSUS DE TRAITEMENT

Les processus de traitement « naturels » des eaux usées comprennent les étangs de stabilisation, les réservoirs de stockage et de traitement des eaux usées, les fosses septiques, les fosses Imhoff, les réacteurs UASB, les bassins anaérobies à forte charge et les marais artificiels, dont l'exploitation nécessite une faible quantité d'énergie. Les systèmes énergivores comprennent des étangs aérés, des systèmes de boues activées comprenant des fosses d'oxydation, des biofiltres et des disques biologiques. Tous ces processus, à l'exception des fosses d'oxydation et des étangs aérés, sont précédés d'une sédimentation primaire puis suivis d'une sédimentation secondaire et, si nécessaire, d'une désinfection, généralement par le biais de la chloration ou de bassins de maturation. L'infiltration-percolation peut être utilisée pour un traitement supplémentaire des effluents primaires et secondaires, et la géofiltration pour le traitement tertiaire des effluents.

3.1. Étangs de stabilisation

Les étangs de stabilisation (ES) sont des bassins peu profonds qui utilisent des facteurs naturels comme la biodégradation, la lumière du soleil, la température, la sédimentation, la prédation et l'adsorption pour traiter les eaux usées (Mara, 2004). Les systèmes d'ES consistent habituellement en une disposition en série de bassins anaérobies, facultatifs et de maturation. Pour un rendement optimal, les étangs doivent être conçus de manière à minimiser le court-circuit hydraulique et une attention particulière doit être portée durant l'exploitation pour éviter l'accumulation irrégulière de matières solides modifiant le modèle de flux. Dans les milieux tropicaux, les systèmes d'ES bien conçus et exploités sont très efficaces pour éliminer tous les types de pathogènes sans l'ajout de produits chimiques : des abattements de deux à quatre unités logarithmiques pour les virus, de trois à six pour les bactéries pathogènes, de une à deux unités logarithmiques pour les (oo)kystes de protozoaires et jusqu'à trois pour les œufs d'helminthes (c'est-à-dire presque 100 pour cent) peuvent être atteints de manière fiable. Les valeurs exactes dépendent du nombre d'étangs en série et de leurs temps de rétention (Grimason et coll., 1996 ; Mara, 2004 ; Mara et Silva, 1986 ; Oragui et coll., 1987).

Les (oo)kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes sont éliminés par sédimentation et restent ainsi dans les boues d'étang. Les virus sont enlevés par adsorption sur les matières solides, notamment des algues. Si ses matières solides se sédimentent, les virus adsorbés demeurent aussi dans les boues d'étang. Les bactéries sont éliminées ou inactivées à l'aide de plusieurs mécanismes, tels que la température, des valeurs de pH > 9,4 (induites par une photosynthèse algale rapide), et une combinaison d'une forte intensité lumineuse (longueur d'onde > 450 nm) et des concentrations élevées d'oxygène dissous (Curtis et coll., 1992).

Pour éliminer les œufs d'helminthes, un temps de rétention total minimal de 5 à 20 jours dans la série des ES est requis, selon leur concentration dans les eaux usées brutes (Mara, 2004). Pour contrôler *Cryptosporidium*, presque 38 jours sont nécessaires (Grimason et coll., 1996 ; Mara, 2004 ; Shuval et coll., 1986). Lorsqu'une série d'étangs est utilisée, la plupart des œufs d'helminthes sont retenus dans le premier étang. Les œufs d'helminthes demeurent viables pendant plusieurs années dans les boues d'étang. À titre d'exemple, lors d'une enquête menée dans plusieurs ES au Mexique, des teneurs de 14 œufs viables par g de MST ont été trouvées dans des boues stockées depuis au moins neuf ans (Nelson et coll., 2004).

Les ES sont plus efficaces dans les climats chauds. Dans les climats plus froids, ils peuvent toujours être efficaces, mais ils nécessitent un temps de rétention supérieur et donc plus de superficie. Dans les climats chauds, arides et semi-arides, une perte importante d'eau survient en raison de l'évaporation, entraînant non seulement une perte nette d'eau d'irrigation, mais également une hausse dans la salinité des effluents. Des pertes d'eau pouvant atteindre des valeurs de 20 à 25 pour cent ont été signalées (Duqqah, 2002 ; Jiménez, 2005 ; Jiménez, 2007). Dans le centre du Mexique, les agriculteurs ont refusé d'utiliser des eaux usées traitées à cause de leur salinité élevée et au Pakistan, les agriculteurs ont évité d'utiliser des eaux usées traitées au profit des eaux usées non traitées pour des raisons semblables (Clemett et Ensink, 2006).

Les ES constituent généralement l'option de traitement au coût le moins élevé dans les milieux tropicaux où des terres peu coûteuses sont disponibles (Arthur, 1983). Ils sont relativement simples à exploiter et à entretenir, et ne nécessitent pas d'électricité. Néanmoins, la croissance de la végétation dans ou près des étangs doit être surveillée pour éviter la création d'habitats de reproduction des vecteurs.

3.2. Bassins de stockage et de traitement des eaux usées

Les bassins de stockage et de traitement des eaux usées (BSTEU), également appelés réservoirs de stockage des effluents, sont utilisés dans plusieurs pays arides et semi-arides. Ils offrent l'avantage de stocker et de traiter les eaux usées jusqu'à ce qu'elles puissent servir durant la période d'irrigation, permettant ainsi d'utiliser les eaux usées d'une année complète pendant la saison d'irrigation et ainsi d'accroître la production agricole en augmentant les surfaces irriguées. Les procédures pour concevoir des BSTEU sont expliquées en détail dans Juanicó et Dor (1999) et Mara (2004). Les BSTEU sont généralement utilisés après le traitement primaire, généralement après un bassin anaérobie, bien qu'ils puissent être employés à stocker et traiter des effluents secondaires (c'est-à-dire pour mettre à niveau une installation existante de traitement des eaux usées).

Les BSTEU éliminent deux à quatre unités logarithmiques de virus, trois à six unités logarithmiques de bactéries pathogènes et une à deux unités logarithmiques d'(oo)kystes de protozoaires. Si les bassins de traitement sont exploités comme systèmes discontinus avec des temps de rétention de plus de 20 jours, l'élimination complète des œufs d'helminthes peut être achevée (Jiménez, 2007; Juanicó et Milstein, 2004). Les BSTEU présentent des pertes par évaporation (14 pour cent) bien inférieures par rapport à celles des ES (25 pour cent) (Mara et coll., 1997).

En plus, pour agrandir les BSTEU, de petits bassins de stockage intermédiaires peuvent servir à l'élimination des pathogènes avant l'utilisation des eaux usées dans l'agriculture urbaine. De tels bassins réduisent le nombre d'œufs d'helminthes de près de 70 pour cent, à condition de ne pas perturber les sédiments lorsque le contenu des BSTEU est enlevé pour leur utilisation (Drechsel et coll., 2008). Ils sont simples à exploiter et à entretenir, et s'ils sont considérés comme partie intégrante d'un système d'irrigation, ils se traduisent par un faible coût d'investissement. Toutefois, ils peuvent faciliter la reproduction des vecteurs s'ils ne sont pas bien entretenus et exploités. Le développement d'algues peut obstruer le système de distribution de l'irrigation (comme les arroseurs et les goutteurs).

3.3. Fosses septiques, fosses Imhoff, UASB et bassins anaérobies à forte charge

Ce sont tous des systèmes de traitement naturels, presque équivalents à un traitement primaire, mais avec le potentiel de capter le biogaz produit de manière anaérobie. Le biogaz contient plus de 60 pour cent de méthane, et peut être utilisé pour cuisiner et éclairer les ménages ou, pour les plus grandes installations de traitement, pour produire de l'électricité.

Les fosses septiques, qui datent de la fin du xix^e siècle, sont de simples réservoirs de séparation des matières solides/liquides des eaux usées et sont souvent utilisés à l'échelle des ménages avec des éléments épurateurs ou des puisards locaux pour évacuer les effluents décantés du réservoir, bien qu'ils puissent aussi être utilisés pour de petites stations de traitement des eaux usées avec les effluents décantés devant être traités davantage dans des ES ou des marais artificiels. Les fosses Imhoff, qui ont été créées en Allemagne en 1906, constituent une modification des fosses septiques pour les petites installations de traitement : la conception du réservoir a été améliorée pour mieux faciliter la séparation solide/liquide.

Un développement plus récent, qui date des années 1980, est le réacteur UASB. Ces réacteurs sont généralement utilisés uniquement dans des stations de traitement des eaux usées (qu'elles soient petites ou grandes). Le plus grand au monde, situé à Belo Horizonte au Brésil, a été conçu pour une population d'un million de personnes. Dans un UASB, les eaux usées entrent dans le réacteur

au niveau de sa base et sont traitées durant leur passage à travers un lit de boues (la «couverture» de boues) formé par des flocons serrés de bactéries anaérobies. Le temps de séjour hydraulique est de 6 à 12 heures (Mara, 2004). Le processus de traitement est principalement conçu pour l'abattement des matières organiques, mais les UASB éliminent 86 à 98 pour cent des œufs d'helminthes, et le nombre d'œufs dans les effluents est très variable. Par exemple, au Brésil, les effluents des UASB contiennent 3 à 10 œufs par litre, mais avec un nombre élevé d'œufs dans les eaux usées brutes (jusqu'à 320 œufs par litre), les effluents peuvent en contenir plus de 45 par litre (Sperling et coll., 2002, 2003, 2004). Pour éliminer complètement et de manière fiable les œufs d'helminthes des effluents des UASB, il est recommandé de faire un traitement supplémentaire des effluents dans des ES, qui permettent aussi de réduire les niveaux de coliformes fécaux au niveau recommandé par les normes de l'OMS de 2006. Des investigations menées sur les teneurs en azote et en phosphore des effluents dans les UASB n'indiquent pas de pertes importantes (Ali et coll., 2007; van Lier et coll., 2002). Cependant, des pertes peuvent survenir en raison d'une augmentation du pH dans les lagunes de polissage des effluents des UASB (Cavalcanti, 2003).

Les UASB sont souvent considérés comme une technologie peu onéreuse. Cependant, ils sont plus dispendieux, mais pas plus efficaces que les bassins anaérobies conventionnels (Peña et coll., 2000). Une option moins onéreuse mais tout aussi efficace que les UASB est le bassin anaérobie à forte charge qui combine la simplicité des bassins anaérobies conventionnels et le bon rendement des UASB, incluant l'option de récupération du biogaz, à un coût bien moins élevé (Peña Varón, 2002).

3.4. Marais artificiels

Les marais artificiels sont des lits de macrophytes aquatiques qui poussent dans le sol, le sable ou le gravier. Il y a trois principaux types: les systèmes à flux superficiel, à flux horizontal de subsurface et à flux vertical. Bien qu'en principe n'importe quel macrophyte aquatique peut pousser dans les marais artificiels, de même que des fleurs et arbres ornementaux de grande valeur, la majorité est plantée avec des roseaux ou des joncs (par exemple des *Juncus*, des *Phragmites*) (Belmont et coll., 2004).

Les marais artificiels constituent généralement des unités de traitement secondaires ou tertiaires qui, le cas échéant, sont précédées par une fosse septique, une fosse Imhoff, un réacteur UASB, un bassin anaérobie ou une installation conventionnelle de traitement des eaux usées. Ils sont utilisés pour éliminer les matières organiques (DBO), les matières solides et les éléments nutritifs. Les zones humides sont généralement promues comme une meilleure option pour contrôler les pathogènes. Cependant, bien que des marais aient été installés dans plusieurs pays en développement, en pratique, peu de données sur l'abattement des pathogènes sont disponibles en raison du coût élevé et de la complexité des

techniques analytiques que cela comporte. Les données disponibles font surtout référence aux coliformes fécaux. D'après le peu de données disponibles, l'élimination des pathogènes est très variable et dépend du climat, du type de marais et des plantes utilisées. L'élimination des pathogènes est obtenue par la filtration, par l'adsorption sur le sol ou les racines des plantes et par la prédation par des microorganismes (Jiménez, 2007). Les marais peuvent éliminer 90 à 98 pour cent des coliformes fécaux, 67 à 84 pour cent des coliphages MS2 et 60 à 100 pour cent des protozoaires (Jiménez, 2003). Plus de détails se trouvent dans Rivera et coll. (1995) et dans IWA Specialist Group (2000).

Les marais artificiels peuvent être des sources de moustiques nuisibles dont certains ont des répercussions sur la santé publique (par exemple *Culex quinquefasciatus*, le vecteur de la filariose de Bancroft dans de nombreuses régions des pays en développement). Des rapports provenant de l'est des États-Unis, du sud de la Suède et de l'Australie détaillent ce phénomène et présentent de possibles solutions de gestion environnementale (Russell, 1999; Schäfer et coll., 2004). De toute évidence, l'implantation des marais artificiels (plus particulièrement ceux à flux de surface) à une distance sécuritaire par rapport aux habitations humaines est importante.

3.5. Sédimentation primaire

Le traitement primaire se fait dans des bassins ayant un temps de rétention de deux à six heures. L'abattement se fait par le biais de la sédimentation et par conséquent, les pathogènes de petite taille comme les bactéries et les virus sont éliminés uniquement s'ils sont adsorbés ou piégés au sein d'une matrice de matières décantables. Pour les œufs d'helminthes, des rendements de moins de 30 pour cent peuvent être atteints.

3.6. Coagulation-floculation

La coagulation-floculation a parfois servi comme processus principal pour produire des eaux usées traitées qui conviennent à l'utilisation agricole à un coût raisonnable. Elle nécessite de faibles doses de coagulants combinées à des floculants ayant un poids moléculaire élevé et une charge à haute densité pour réduire la production de boues (Jiménez, 2009). Deux technologies de coagulation-floculation satisfont à ces exigences : le traitement chimique primaire amélioré (TCPA) et le traitement primaire avancé (TPA). Elles se distinguent par le fait que le TCPA utilise un décanteur conventionnel et le TPA utilise un décanteur lamellaire à forte charge. Le temps de séjour hydraulique est de quatre à six heures pour le TCPA, mais seulement d'une demi-heure à une heure pour le TPA. Elles sont toutes les deux efficaces pour éliminer les œufs d'helminthes tout en permettant à une partie des matières organiques et des éléments nutritifs (l'azote et le phosphore) de demeurer dans les fractions dissoutes et colloïdales

des eaux traitées. Cependant, dans les deux cas, les effluents produits nécessitent toujours une étape de désinfection afin d'inactiver les bactéries et les virus, et cela peut se faire à l'aide du chlore ou de la lumière ultraviolette (Jiménez, 2007). Les œufs d'helminthes et certains protozoaires sont éliminés avec les matières en suspension en fonction des mêmes principes d'élimination de la coagulation-floculation. Le faible total des solides en suspension (TSS) obtenu durant le processus ou un avantage additionnel en permettant l'utilisation des effluents traités pour l'irrigation par aspersion ou au goutte à goutte.

Différents coagulants peuvent être utilisés. Les coagulants ferriques et à base d'alun sont les plus courants (Jiménez, 2003). La chaux a été utilisée à des doses très élevées (plus de 1 000 mg/litre) pour coaguler, mais aussi pour augmenter le pH afin d'inactiver 4,5 logarithmes de coliformes fécaux avec un temps de contact de 9 à 12 heures. Malheureusement, la production de boues est élevée et la chaux forme facilement des dépôts qui créent des problèmes d'obstruction (Gambrill, 1990; Jiménez et Chávez, 2002; Jiménez et Chávez Mejia, 1997). Le coût du TPA représente seulement le tiers du coût d'un système conventionnel de boues activées, incluant le traitement et l'évacuation des boues (à moins de 20 km) (Jiménez et Chávez, 2002). Le TPA élimine un logarithme de coliformes fécaux, un logarithme de *Salmonella* spp., 50 à 80 pour cent de kystes de protozoaires (*Giardia*, *Entamoeba coli* et *E. histolytica*) et 90 à 99 pour cent d'œufs d'helminthes (Jiménez et coll., 2001). À partir d'une teneur pouvant atteindre 120 œufs/litre, le TPA peut de manière constante produire un effluent contenant de 0,5 à 3 œufs/litre (Chávez et coll., 2004; Jiménez et coll., 2001). En ce qui concerne les éléments nutritifs, l'élimination de l'azote total est de l'ordre de 13 pour cent avec du chlorure ferrique, de 17 pour cent avec de l'alun et de 12 pour cent avec la chaux. La fraction principale éliminée est l'azote organique. L'élimination du phosphore était de 20 pour cent avec du chlorure ferrique, de 15 pour cent avec de l'alun et de 54 pour cent avec la chaux.

La coagulation-floculation peut également être utilisée pour les processus de traitement tertiaire. Les produits chimiques (par exemple le chlorure ferrique, le chlorure de fer, le sulfate d'aluminium, l'oxyde de calcium) sont ajoutés aux effluents secondaires, ce qui provoque la combinaison ou l'agrégation des très petites particules. Ces plus gros agrégats se décantent ensuite et se séparent de la phase liquide. Une plus grande élimination des matières particulaires augmente aussi celle des virus et bactéries, puisqu'ils sont souvent associés aux matières solides. Par exemple, il est possible de réduire les virus de deux à trois unités logarithmiques dans des conditions optimales (Jiménez, 2003).

3.7. Traitement biologique secondaire

Il existe plusieurs options pour traiter les eaux usées biologiquement à un niveau secondaire, toutes aérobies. Ces processus éliminent de façon efficace les matières organiques et, dans une moindre mesure, les éléments nutritifs. Ils sont

dispendieux et difficiles à exploiter. Le processus le plus largement utilisé est celui à boues activées, mais d'autres traitements secondaires comprennent les étangs aérés, les fosses d'oxydation et les filtres bactériens. Il y a une vaste documentation spécialisée qui décrit ces processus et détaille leur conception (par exemple Metcalf et Eddy, Inc., 2003).

Il convient de remarquer qu'Arthur (1983), dans une comparaison d'un point de vue économique des ES, des étangs aérés, des fosses d'oxydation et des filtres bactériens pour la ville de Sana'a, a découvert que les ES représentaient l'option la moins dispendieuse par rapport aux prix fonciers pouvant atteindre 50 000 à 150 000\$ US (selon le taux d'escompte utilisé), au-dessus desquels les fosses d'oxydation étaient l'option de traitement la plus abordable, les étangs aérés et les filtres bactériens étant toujours beaucoup plus dispendieux. (La méthodologie de calcul des coûts utilisée par Arthur était très rigoureuse et est toujours recommandée actuellement).

3.8. Bioréacteurs à membranes

Les effluents provenant des bassins d'aération à boues activées peuvent être davantage traités par leur passage à travers des membranes. Ces membranes possèdent un diamètre de pore très petit (20 à 500 nm), et elles fonctionnent donc à l'échelle de l'ultrafiltration et de la microfiltration. Ainsi, elles sont capables d'atteindre une réduction complète (c'est-à-dire > six unités logarithmiques) de tous les pathogènes, y compris les virus. Cependant, il est très complexe et dispendieux d'utiliser les membranes, et leur encrassement est particulièrement préoccupant, bien que les coûts et la complexité de fonctionnement diminuent avec la progression technologique (Stephenson et coll., 2000). Les bioréacteurs à membranes offrent une combinaison de traitements secondaire et tertiaire extrêmement efficace, mais également très dispendieuse. Bien souvent, la qualité des effluents surpasse de loin ce qui est exigé (et peut ainsi être considérée comme une utilisation sous-optimale des ressources rares).

3.9. Filtration

La filtration est une étape de traitement utile pour éliminer les (oo)kystes de protozoaires et les œufs d'helminthes des effluents provenant d'un traitement primaire ou secondaire, qu'il soit physicochimique (Landa et coll., 1997) ou biologique, comme les boues activées (Jiménez, 2007). Au cours de la filtration, les pathogènes et autres matières particulaires sont éliminés lors de leur passage à travers du sable ou d'autres matériaux granuleux et poreux. Les polluants sont retenus par tamisage, adsorption, filtrage, interception et sédimentation. Il existe plusieurs types de filtration, notamment la filtration granulaire à grande vitesse ($> 2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$), la filtration lente sur sable et la filtration sur lit simple ou multiple.

Une filtration lente sur sable efficace nécessite une maturation optimale de la couche microbiologique de surface (la membrane biologique, ou *schmutzdecke*), un nettoyage et un remplissage sans court-circuitage (OMS, 2004).

La filtration rapide sur sable élimine environ une unité logarithmique de coliformes fécaux, de bactéries pathogènes (*Salmonella* et *Pseudomonas aeruginosa*) et d'entérovirus, 50 à 80 pour cent de kystes de protozoaires (*Giardia*, *Entamoeba coli* et *E. histolytica*) et 90 à 99 pour cent d'œufs d'helminthes (Jiménez et coll., 2001) des effluents primaires coagulés (ces rendements peuvent être améliorés en ajoutant des coagulants à l'entrée du filtre). La taille spécifique des sables moyens est de 0,8 à 1,2 mm, la profondeur minimale du filtre est de 1 m, les vitesses de filtration sont de 7 à 10 m³/m² h et les cycles de filtration sont de 20 à 35 heures. Dans ces conditions, les effluents contiennent de manière constante < 0,1 œuf d'helminthe par litre (Jiménez, 2007; Landa et coll., 1997). Dans le cas de la filtration à lit double, utilisée comme traitement tertiaire et combinée au processus de coagulation, la réduction bactérienne peut augmenter d'environ une unité logarithmique à deux à trois unités logarithmiques (OMS, 2004).

3.10. Désinfection conventionnelle

L'efficacité de la désinfection dépend de plusieurs facteurs, notamment du type de désinfectant, du temps de contact avec les eaux usées, de la température, du pH, de la qualité des effluents et du type de pathogènes (WEF, 1996). Le chlore (libre), l'ozone et le rayonnement ultraviolet sont les principaux désinfectants utilisés pour traiter les eaux usées, cependant les chloramines peuvent servir au traitement avancé des effluents d'un traitement primaire. La désinfection devrait être optimisée pour chaque type de désinfectants. En règle générale, les bactéries sont très sensibles aux trois désinfectants. Les œufs d'helminthes et les (oo)kystes de protozoaires sont plus résistants au chlore et à l'ozone; et certains virus (par exemple les adénovirus) au rayonnement ultraviolet. Le chlore inactive une à trois unités logarithmiques de virus, deux unités logarithmiques de bactéries, 0 à 1,5 unité logarithmique d'(oo)kystes de protozoaires, mais presque aucun œuf d'helminthe. Des résultats semblables ont été obtenus avec les autres désinfectants, mais l'ozonation est beaucoup plus efficace pour inactiver les virus et le rayonnement ultraviolet conduit à une meilleure inactivation des protozoaires.

3.11. Infiltration-percolation

L'infiltration-percolation consiste essentiellement à infiltrer par intermittence des eaux usées à travers des lits de sable non saturés et grossiers d'une profondeur de 1,5 à 2,0 m. Ces systèmes traitent les effluents primaires ou secondaires. Puisque la charge hydraulique moyenne des effluents primaires et secondaires ne peut pas dépasser environ 0,25 et 0,65 m³ par jour par m² de lit de sable, respectivement, l'utilisation de systèmes d'infiltration-percolation est limitée pour les petites

installations qui desservent uniquement quelques milliers de personnes, bien qu'ils puissent servir à desservir des populations pouvant atteindre 25 000 personnes quand les effluents secondaires sont traités. De plus grandes installations nécessiteraient une trop grande surface de filtration et de grands volumes de sable.

Cette technologie à faible consommation d'énergie est reconnue comme un moyen efficace pour retraiter les effluents primaires ou secondaires avant leur réutilisation. Une surveillance complète des installations a révélé une réduction fiable du nombre d'*E. coli* < 1000 par 100 ml (Salgot et coll., 1996). Les œufs d'helminthes sont complètement éliminés, de même que les protozoaires comme *Giardia* et *Cryptosporidium* (Alcalde et coll., 2006).

3.12. Géofiltration

Pomper des effluents d'eaux usées issus d'un traitement tertiaire dans un aquifère local (mais pas un aquifère utilisé comme source d'eau potable) est une manière de stocker les eaux usées jusqu'à ce qu'elles soient nécessaires pour l'irrigation. Il s'agit toutefois d'une option dispendieuse qui n'a été employée qu'occasionnellement. Par exemple, le projet de la région de Dan en Israël est un projet de géofiltration de très grande envergure (120 à 140 M m³/an) qui est exploité depuis maintenant plus de 30 ans (Icekson-Tal et coll., 2003). La géofiltration convient particulièrement à l'irrigation non restrictive, car elle offre un stockage et un traitement de niveau comparable à celui de la qualité de l'eau potable. Cependant, son fonctionnement et son entretien ne sont pas simples. À titre d'exemple, une attention particulière doit être accordée à l'optimisation du fonctionnement des puits de récupération pour empêcher des concentrations élevées de sable dans les tuyaux et pour minimiser la croissance de biofilm et les dépôts de fer et de manganèse (Bixio et coll., 2005).

■ 4. COMPARAISON DES MÉTHODES DE TRAITEMENT

Le tableau 8.2 résume les caractéristiques principales des processus de traitement des eaux usées présentés ici, de même que certains autres non décrits en détail. La sélection d'un processus en particulier doit reposer sur les conditions climatiques locales de même que sur les capacités économiques et des ressources humaines.

■ CONCLUSIONS

Pour l'irrigation agricole dans les pays en développement, il est important de choisir des processus de traitement des eaux usées qui réduisent le nombre de pathogènes tout en conservant les éléments nutritifs. Ce sont des exigences souvent difficiles à concilier et par conséquent, il faut faire une analyse détaillée de chaque situation

Tableau 8.2 CARACTÉRISTIQUES DES PROCESSUS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES EN RÉFÉRENCE À LEUR APPLICABILITÉ AU TRAITEMENT AVANT LA RÉUTILISATION AGRICOLE DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT

Processus et conditions d'exploitation	Efficacité	Contenu en éléments nutritifs	Avantages	Désavantages
Processus de traitement naturels				
Étangs de stabilisation (temps de rétention de 5 à 20 jours)	Matières organiques : élevée pour les virus, les bactéries et les protozoaires ; élevée pour les œufs d'helminthes : 70 à 99 % avec haute fiabilité	Faible à moyen	Faibles coûts d'investissement et d'exploitation. Simples à exploiter. Ils ne nécessitent aucune électricité. Faible production de boues. Ils conviennent aux climats chauds ayant des taux d'évaporation moyens à faibles.	La perte d'eau découlant de l'évaporation peut être élevée, ce qui mène à une salinité accrue des effluents.
			Ils permettent d'utiliser les eaux usées produites durant l'année entière pendant la saison d'irrigation, donnant la possibilité d'irriguer une plus grande région et d'ainsi produire plus de cultures. Ils ne nécessitent pas d'étape de désinfection conventionnelle.	Ils nécessitent beaucoup de terres. Le contenu d'algues dans les effluents peut obstruer les arroseurs s'ils sont utilisés. Ils peuvent faciliter la reproduction des vecteurs s'ils ne sont pas bien entretenus.
Réservoirs de stockage et de traitement des eaux usées	Solides en suspension : moyenne Matières organiques : faible pour les virus, les bactéries et les protozoaires ; élevée pour les œufs d'helminthes : 70 à 99 % avec haute fiabilité	Élevé	Coûts d'investissement et d'exploitation très faibles. Ils ne nécessitent aucune électricité.	Les boues peuvent contenir des pathogènes viables et il convient de bien les gérer.
Réacteurs UASB et HRAP (temps de rétention de 6 à 12 heures)	Matières organiques : très élevée pour les œufs d'helminthes : 60 à 96 % avec faible fiabilité	Moyen à élevé	Faible coût. Faible production de boues. Ils ne nécessitent aucune électricité.	Les effluents peuvent causer des problèmes d'odeur. Les effluents nécessitent un traitement supplémentaire (c'est-à-dire secondaire). Les boues nécessitent un traitement supplémentaire.

Tableau 8.2 CARACTÉRISTIQUES DES PROCESSUS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES EN RÉFÉRENCE À LEUR APPLICABILITÉ AU TRAITEMENT AVANT LA RÉUTILISATION AGRICOLE DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT (*suite*)

Processus et conditions d'exploitation	Efficacité	Contenu en éléments nutritifs	Avantages	Désavantages
Marais artificiels (temps de rétention de quatre jours dans des marais à circulation en surface)	Matières organiques : élevée pour les pathogènes ; élevée pour tous mais avec faible fiabilité pour les œufs d'helminthes : 60 à 100%	Faible à moyen	Faible coût. Simples à exploiter. Ils ne nécessitent aucune électricité. Ils peuvent améliorer l'environnement pour d'autres espèces, par exemple les oiseaux et les rongeurs.	Ils nécessitent beaucoup de terres. Les variables relatives au retrait des pathogènes dépendent d'un éventail de facteurs. Ils nécessitent un traitement supplémentaire (par ex. la filtration) pour retirer de façon fiable les œufs d'helminthes. Ils peuvent faciliter la reproduction des moustiques. Les excréments de la faune peuvent entraîner la détérioration de la qualité des effluents.
Sédimentation primaire				
Sédimentation primaire (temps de rétention de deux à six heures)	Matières organiques : faible pour les œufs d'helminthes : 30% avec faible fiabilité	Élevé	Faible coût. Technologie simple.	Faibles retraits des bactéries et des virus. Les effluents nécessitent un traitement supplémentaire. Les boues nécessitent un traitement supplémentaire.
TCPA (faibles doses de coagulant ; temps de rétention de trois à quatre heures) ; traitement primaire avancé, ou TPA, (faibles doses de coagulant lorsque des floculants sont utilisés, décanteurs à forte charge, temps global de rétention de 0,5 à 1 heure)	Matières organiques : moyenne pour les œufs d'helminthes : élevée avec haute fiabilité	Moyen	Coût faible à moyen par rapport aux boues activées (le tiers du coût). Efficacité et fiabilité élevées. Faible exigence d'espace, principalement pour le TPA.	La désinfection conventionnelle est requise pour inactiver les bactéries. Il produit plus de boues que la sédimentation primaire, les étangs de stabilisation et les marais. Les boues doivent être désinfectées. Il faut utiliser des produits chimiques.

Processus de traitement secondaires				
Étang aéré et étang de décantation	Matières organiques : élevée	Faible à moyen	Technologie largement accessible et bien comprise. Pas besoin de sédimentation primaire. Moins dispendieux et complexe que d'autres processus à rendement élevé.	Ils nécessitent de l'électricité. Ils nécessitent plus d'espace que d'autres processus à rendement élevé. Les boues doivent être désinfectées. Il faut avoir une étape de désinfection conventionnelle pour inactiver les virus et les bactéries.
Fosses d'oxydation	Matières organiques : élevée	Faible à moyen	Technologie largement accessible et bien comprise. Pas besoin de sédimentation primaire.	Elles nécessitent de l'électricité. Les boues doivent être désinfectées. Il faut avoir une étape de désinfection conventionnelle pour inactiver les virus et les bactéries.
Filtres bactériens et décanteurs secondaires	Matières organiques : élevée pour les œufs d'helminthes : retrait moyen avec fiabilité moyenne	Faible à moyen	Coûts d'exploitation moyens. Haute fiabilité. Technologie largement accessible et bien comprise.	Coûts élevés d'investissement. Ils nécessitent un personnel qualifié. Les boues doivent être désinfectées. Il faut avoir une étape de désinfection conventionnelle pour inactiver les virus et les bactéries. Le contrôle des mouches est nécessaire.
Boues activées et sédimentation secondaire (temps de rétention de quatre à huit heures dans le réacteur)	Matières organiques : élevée pour les œufs d'helminthes : 70 à 90 % avec faible fiabilité	Faible à moyen	Elles retirent les matières organiques avec une haute fiabilité. Technologie largement accessible et bien comprise. Faciles à contrôler.	Coût d'investissement et d'exploitation élevés. Haute demande en énergie. Elles nécessitent un personnel qualifié. Les boues doivent être désinfectées. Le gonflement des boues diminue le retrait des œufs d'helminthes. Il faut avoir une étape de désinfection conventionnelle pour inactiver les virus et les bactéries.

Tableau 8.2 CARACTÉRISTIQUES DES PROCESSUS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES EN RÉFÉRENCE À LEUR APPLICABILITÉ AU TRAITEMENT AVANT LA RÉUTILISATION AGRICOLE DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT (*suite*)

Processus et conditions d'exploitation	Efficacité	Contenu en éléments nutritifs	Avantages	Désavantages
Bioréacteurs à membranes	Matières organiques, matières en suspension et pathogènes : élevée	Faible	Ils retirent tous les pathogènes. La technologie est encore en cours de mise au point.	Coût et complexité élevés. Les boues doivent être désinfectées. Encrassement de la membrane. Ils nécessitent un personnel qualifié.
Processus de traitement tertiaires				
Filtration lente sur sable	Matières organiques : moyenne ; pathogènes : faible à élevée	Moyen à élevé	Technologie bien connue.	Besoin de plus d'informations sur le retrait des pathogènes. Elle nécessite beaucoup d'espace.
				La manipulation des filtres lors du nettoyage et du retrait des boues peut créer des préoccupations pour la santé.
Filtration rapide sur sable (2 m ³ /m ² h avec 0,8 à 1,2 mm de sable et 1 m de hauteur). Durée de cycle pouvant atteindre 35 h pour un traitement primaire	Œufs d'helminthes : élevée (90 à 99%) (très élevée si un coagulant est ajouté)	Élevé si utilisée pour les effluents primaires	Haute efficacité. Haute fiabilité. Améliore le retrait des pathogènes. Technologie bien comprise. Faibles coûts supplémentaires.	Processus complémentaire à un traitement biologique ou chimique des eaux usées. Elle suppose des coûts supplémentaires.
Coagulation-floculation comme traitement tertiaire	Matières organiques : éléments nutritifs élevés : élevée	Faible	Améliorer le retrait des virus et autres pathogènes. Faibles coûts supplémentaires.	Coût total élevé (traitement primaire + secondaire + tertiaire). Elle augmente la production de boues. Les boues doivent être désinfectées.

Désinfection			
Chloration : les doses et temps de contact varient selon les caractéristiques des effluents à traiter	Bactéries, virus et certains protozoaires : élevée	Coût moyen mais il s'agit du coût le plus faible pour une méthode de désinfection conventionnelle. Technologie bien comprise.	Elle doit être utilisée pour des effluents ayant de faibles contenus en matières organiques et matières en suspension. Elle crée des sous-produits de désinfection. Produits chimiques dangereux.
Ozonation : les doses et temps de contact varient selon les caractéristiques des effluents à traiter	Bactéries et certains protozoaires : élevée ; virus : très élevée	Haute efficacité d'inactivation des virus.	Elle doit être utilisée pour des effluents ayant de faibles contenus en matières organiques et matières en suspension. Coût et complexité plus élevés que pour la chloration. Faible efficacité d'inactivation des helminthes à des doses économiques. Elle doit être réalisée sur place. Production de sous-produits dangereux.
Rayonnement ultra-violet : les doses et temps de contact varient selon les caractéristiques des effluents à traiter	Bactéries, virus et protozoaires : élevée	Coûts semblables ou supérieurs à ceux de la chloration. Efficace dans l'inactivation des bactéries, des virus et de certains protozoaires. Aucuns produits chimiques toxiques utilisés ou produits. Technologie bien connue.	Il doit être utilisé pour des effluents ayant de faibles contenus en matières organiques et matières en suspension, et un facteur de transmission élevé. Il ne permet pas d'inactiver les œufs d'helminthes ni tous les protozoaires. Le rendement peut être diminué par la formation de matières particulaires et de biofilms. Il faut bien entretenir les lampes.

Tableau 8.2 CARACTÉRISTIQUES DES PROCESSUS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES EN RÉFÉRENCE À LEUR APPLICABILITÉ AU TRAITEMENT AVANT LA RÉUTILISATION AGRICOLE DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT (*suite*)

Processus et conditions d'exploitation	Efficacité	Contenu en éléments nutritifs	Avantages	Désavantages
Géofiltration				
Infiltration-percolation : épandage d'effluents primaires ou secondaires dans un lit de sable pour l'infiltration dans les eaux souterraines locales	Œufs d'helminthes et protozoaires : élevée (en raison de leur retrait dans le lit de sable) ; bactéries et virus : élevée (en raison de la mortalité massive dans les eaux souterraines)	Faible	Aucune perte d'eau découlant de l'évaporation. Exploitation simple.	Elle nécessite un grand espace. Il faut bien entretenir le lit de sable.
Traitement des aquifères du sol : pomper des eaux usées traitées tertiaires dans un aquifère local pour les stocker jusqu'à la prochaine saison d'irrigation	Élevée (en raison de la mortalité massive pendant le long stockage)	Faible	Aucune perte d'eau découlant de l'évaporation.	Il doit être utilisé uniquement pour les effluents à faibles contenus en matières organiques et matières en suspension. Coût et complexité élevés. L'entretien de la pompe s'avère souvent problématique.

Sources : Alcalde et coll. (2006), Asano et Levine (1998), Clancy et coll. (1998), Jiménez (2003, 2005), Jiménez et Chávez (2002), Jiménez et Navarro (2009), Karimi et coll. (1999), Landa et coll. (1997), Lazarova et coll. (2000), Mara (2004), Metcalf et Eddy, Inc. (1991, 2003), NRMCC et EPHCA (2005), OMS (2004, 2006), Rivera et coll. (1995), Rojas-Valencia et coll. (2004), Rose et coll. (1996), Schwartzbrod et coll. (1989), Sobsey (1989), Sperling et Chernicharo (2005), Sperling et coll. (2003), Strauss (1996).

particulière. Comme l'a illustré l'OMS (2006), il est important de réduire les niveaux de pathogènes avant d'utiliser les eaux usées pour l'irrigation des cultures. Pour que cela se fasse dans la pratique, seules les méthodes de traitement viables localement doivent être choisies. Là où, par exemple, les capacités institutionnelles de construire et d'entretenir des installations de traitement sont limitées, comme c'est le cas dans bien des pays en développement, il convient d'utiliser des systèmes naturels d'une faible technicité, en parallèle avec des mesures de contrôle post-traitement pour la protection de la santé (voir le chapitre 5). Dans les pays à revenu élevé, le traitement des eaux usées a une portée de plus en plus grande et les processus plus avancés deviennent réalisables sur les plans financiers et opérationnels, permettant ainsi à la société de se fier davantage sur le traitement des eaux usées pour empêcher la contamination des aliments découlant de l'irrigation avec des eaux usées.

De plus, il faut connaître les types de pathogènes et leur nombre prévu dans les eaux usées locales afin d'assurer que le processus choisi soit capable de les inactiver ou de les éliminer efficacement. Il est aussi important de tenir compte de la quantité et de la qualité des boues produites pendant le traitement des eaux usées, et comment elles seront évacuées ou réutilisées localement.

■ RÉFÉRENCES

- Alcalde, L. et coll. (2006). «Wastewater reclamation systems in small communities», *Water Science and Technology*, vol. 55, n° 7, p. 149-154.
- Ali, M., R. Al-Sa'ed et N. Mahmoud (2007). «Start-up phase assessment of a UASB-septic tank system treating domestic septage», *Arabian Journal for Science and Engineering*, vol. 32, n° 1C, p. 65-75.
- Arthur, J. P. (1983). *Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries*, Document technique n° 7, Washington, Banque mondiale.
- Asano, T. et A. D. Levine (1998). «Wastewater reclamation, recycling, and reuse: An introduction», dans T. Asano (dir.), *Wastewater Reclamation and Reuse*, Lancaster, Technomic Publishing Company, p. 1-56.
- Belmont, M. A. et coll. (2004). «Treatment of domestic wastewater in a pilot scale natural treatment system in Mexico», *Ecological Engineering*, vol. 23, p. 299-311.
- Bixio, D. et coll. (2005). «Municipal wastewater reclamation: Where do we stand? An overview of treatment technology and management practice», *Water Science and Technology: Water Supply*, vol. 5, n° 1, p. 77-85.
- Cavalcanti, P. F. F. (2003). *Integrated Application of UASB Reactor and Ponds for Domestic Sewage Treatment in Tropical Regions*, thèse de doctorat, Wageningen, Université Wageningen.
- Chávez, A., B. Jiménez et C. Maya (2004). «Particle size distribution as a useful tool for microbial detection», *Water Science and Technology*, vol. 50, n° 2, p. 179-186.
- Clancy, J. L. et coll. (1998). «UV light inactivation of *Cryptosporidium* oocysts», *Journal of the American Water Works Association*, vol. 90, n° 9, p. 92-102.

- Clemett, A. E. V. et J. H. J. Ensink (2006). « Farmer driven wastewater treatment : A case study from Faisalabad, Pakistan », dans *Proceedings of the 32nd WEDC International Conference, Colombo, Sri Lanka*, Loughborough, WEDC, p. 99-104, disponible à la page suivante : <<http://wedc.lboro.ac.uk/conferences/pdfs/32/Clemett.pdf>>.
- Curtis, T. P., D. D. Mara et S. A. Silva (1992). « Influence of pH, oxygen and humid substances on ability of sunlight to damage faecal coliforms in waste stabilization pond water », *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 58, n° 4, p. 1335-1345.
- Drechsel, P. et coll. (2008). « Reducing health risks from wastewater use in urban and peri-urban Sub-Saharan Africa : Applying the 2006 WHO Guidelines », *Water Science and Technology*, vol. 57, n° 9, p. 1461-1466.
- Duqqah, M. (2002). *Treated Sewage Water Use in Irrigated Agriculture. Theoretical Design of Farming Systems in Seil Al Zarqa and the Middle Jordan Valley in Jordan*, thèse de doctorat, Wageningen, Université Wageningen.
- Gambrill, M. P. (1990). *Physicochemical Treatment of Tropical Wastewater*, thèse de doctorat, Leeds, Université de Leeds.
- Grimason, A. et coll. (1996). « Occurrence and removal of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in Kenyan waste stabilization ponds », *Water Science and Technology*, vol. 36, n° 7, p. 97-104.
- Ickson-Tal, N. et coll. (2003). « Water reuse in Israel – The Dan region project : evaluation of the water quality and reliability of plant's operation », *Water Science and Technology : Water Supply*, vol. 3, n° 4, p. 231-237.
- IWA Specialist Group (2000). *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes Performance, Design and Operation*, Londres, IWA Publishing, p. 156.
- Jiménez, B. (2003). « Health risks in aquifer recharge with recycled water », dans R. Aertgeerts et coll. (dir.), *Aquifer Recharge Using Reclaimed Water*, Copenhague, Bureau régional de l'OMS pour l'Europe, p. 54-172.
- Jiménez, B. (2005). « Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse : A case study in Mexico », *Irrigation and Drainage Journal*, vol. 54, p. 23-33.
- Jiménez, B. (2007). « Helminth ova removal from wastewater for agriculture and aquaculture reuse », *Water Science and Technology*, vol. 55, n° 1-2, p. 485-493.
- Jiménez, B. (2009). « Helminth ova control in wastewater and sludge for agricultural reuse », dans W. O. K. Grabow (dir.), *Encyclopaedia of Biological, Physiological and Health Sciences, Water and Health*, vol. 2, Oxford, UNESCO/EOLSS Publishers Co. Ltd., p. 429-449.
- Jiménez, B. et A. Chávez Mejia (1997). « Treatment of Mexico City wastewater for irrigation purposes », *Environmental Technology*, vol. 18, p. 721-730.
- Jiménez, B. et A. Chávez (2002). « Low-cost technology for reliable use of Mexico City's wastewater for agricultural irrigation », *Technology*, vol. 9, n° 1-2, p. 95-108.
- Jiménez, B. et I. Navarro (2009). « Methodology to set regulations for safe reuse of wastewater and sludge for agriculture in developing countries based on a scientific approach and following the new WHO Guidelines », dans A. Dividewi (dir.), *Handbook of Research on IT Management and Clinical Data Administration in Healthcare*, New York, ISI Global, p. 690-709.
- Jiménez, B., C. Maya et G. Salgado (2001). « The elimination of helminth ova, faecal coliforms, *Salmonella* and protozoan cysts by various physicochemical processes in wastewater and sludge », *Water Science and Technology*, vol. 43, n° 12, p. 179-182.
- Jiménez, B. et coll. (2004). « Sustainable management of sludge in developing countries », *Water Science and Technology*, vol. 49, n° 10, p. 251-258.
- Juanicó, M. et I. Dor (1999). *Hypertrophic Reservoirs for Wastewater Storage and Reuse : Ecology, Performance, and Engineering Design*, Heidelberg, Springer Verlag.

- Juanicó, M. et A. Milstein (2004). «Semi-intensive treatment plants for wastewater reuse in irrigation», *Water Science and Technology*, vol. 50, n° 2, p. 55-60.
- Karimi, A. A., J. C. Vickers et R. F. Harasick (1999). «Microfiltration goes to Hollywood: The Los Angeles experience», *Journal of the American Water Works Association*, vol. 91, n° 6, p. 90-103.
- Landa, H., A. Capellaet et B. Jiménez (1997). «Particle size distribution in an effluent from an advanced primary treatment and its removal during filtration», *Water Science and Technology*, vol. 36, n° 4, p. 59-165.
- Lazarova, V. et coll. (2000). «Wastewater disinfection by UV: Evaluation of the MS2 phages as a biosimulator for plant design», dans *Proceedings of the Water Reuse Association Symposium 2000, Napa, 12-15 septembre*, Alexandria, Water Reuse Association (CD-ROM).
- Lier, J. B. van, G. Zeeman et F. Huibers (2002). «Anaerobic (pre-)treatment for the decentralized reclamation of domestic wastewater, stimulating agricultural reuse», dans *Proceedings of the Latin American Workshop and Symposium Anaerobic Digestion 7, Mérida, Yucatán, 22-25 October*, <<http://www.cepis.ops-oms.org/bvsacd/unam7/anaerobic.pdf>>.
- Mara, D. D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*, Londres, Earthscan.
- Mara, D. D. et S. A. Silva (1986). «Removal of intestinal nematode eggs in tropical waste stabilization ponds», *Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 89, p. 71-74.
- Mara, D. D. et coll. (1997). «Wastewater storage and treatment reservoirs in Northeast Brazil», *TPHE Research Monograph No. 12*, École de génie civil, Leeds, Université de Leeds.
- Metcalf et Eddy, Inc. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, 3^e édition, New York, McGraw-Hill.
- Metcalf et Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, 4^e édition, New York, McGraw-Hill.
- Nelson, K. et coll. (2004). «Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico», *Water Research*, vol. 38, n° 1, p. 111-127.
- NRMMC et EPHCA (2005). *National Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks*, Canberra, Conseil ministériel national sur la gestion des ressources et Conseil sur la protection de l'environnement et du patrimoine de l'Australie.
- OMS (2004). *Guidelines for Drinking Water Quality*, 3^e édition, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Oragui, J. L. et coll. (1987). «Removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in northeast Brazil», *Water Science and Technology*, vol. 19, p. 569-573.
- Peña, M. R. et coll. (2000). «UASBs or anaerobic ponds in warm climates? A preliminary answer from Colombia», *Water Science and Technology*, vol. 42, n° 10-11, p. 59-65.
- Peña Varón, M. R. (2002). «Advanced primary treatment of domestic wastewater in tropical countries: Development of high-rate anaerobic ponds», thèse de doctorat, Leeds, Université de Leeds.
- Rivera, F. et coll. (1995). «Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM)», *Water Science and Technology*, vol. 32, n° 3, p. 211-218.
- Rojas-Valencia, M. N. et coll. (2004). «Ozonation by products issued from the destruction of microorganisms present in wastewaters treated for reuse», *Water Science and Technology*, vol. 50, n° 2, p. 187-193.
- Rose, J. B. et coll. (1996). «Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility», *Water Research*, vol. 30, n° 11, p. 2785-2797.

- Russell, R. C. (1999). « Constructed wetlands and mosquitoes : Health hazards and management options – An Australian perspective », *Ecological Engineering*, vol. 12, p. 107-124.
- Salgot, M., F. Brissaud et C. Campos (1996). « Disinfection of secondary effluents by infiltration-percolation », *Water Science and Technology*, vol. 33, n^{os} 10-11, p. 271-276.
- Schäfer, L. et coll. (2004). « Biological diversity versus risk for mosquito nuisance and disease transmission in constructed wetlands in southern Sweden », *Medical and Veterinary Entomology*, vol. 18, n^o 3, p. 256-261.
- Schwartzbrod, J. et coll. (1989). « Impact of wastewater treatment on helminth eggs », *Water Science and Technology*, vol. 21, n^o 3, p. 295-297.
- Shuval, H. et coll. (1986). *Wastewater Irrigation in Developing Countries : Health Effects and Technical Solutions*, Document technique n^o 51 de la Banque mondiale, Washington, Banque mondiale.
- Sobsey, M. (1989). « Inactivation of health-related microorganisms in water by disinfection processes », *Water Science and Technology*, vol. 21, n^o 3, p. 179-195.
- Sperling, M. von, R. K. X. Bastos et M. T. Kato (2004). « Removal of E. coli and helminth eggs in UASB-polishing pond systems », document présenté lors de la 6^e Conférence des spécialistes sur les étangs de stabilisation du 27 septembre au 1^{er} octobre, Avignon, Association internationale de l'eau.
- Sperling, M. von et C. A. L. Chernicharo (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*, Londres, IWA Publishing.
- Sperling, M. von et coll. (2002). « Coliform and helminth egg removal in a combined UASB reactor-baffled pond system in Brazil : Performance evaluation and mathematical modelling », *Water Science and Technology*, vol. 5, n^o 10, p. 237-242.
- Sperling, M. von et coll. (2003). « Evaluation and modeling of helminth egg removal in baffled and unbaffled ponds treating effluent », *Water Science and Technology*, vol. 48, n^o 2, p. 113-120.
- Stephenson, T. et coll. (2000). *Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*, Londres, IWA Publishing.
- Strauss, M. (1996). *Health (Pathogen) Considerations Regarding the Use of Human Waste in Aquaculture*, Dübendorf, EAWAG, <http://www.eawag.ch/organization/abteilungen/sandec/publikationen/publications_wra/downloads_wra/human_waste_use_health_pathogen_risks_in_aquaculture.pdf>.
- WEF (1996). *Wastewater Disinfection, Manual of Practice No. FD-10*, Alexandria, Water Environment Federation.

Options à faible coût pour la réduction des pathogènes et la récupération des éléments nutritifs des boues de vidange

Doulaye Koné, Olufunke O. Cofie et Kara Nelson

■ RÉSUMÉ

Récemment, l'épandage d'engrais à base d'excrétas a attiré l'attention en raison de l'augmentation des prix des engrais chimiques. Les boues de vidange provenant des systèmes d'assainissement autonome sont riches en éléments nutritifs et en matières organiques, des constituants qui contribuent à la reconstitution de la couche humifère et de la réserve d'éléments nutritifs des sols, et à l'amélioration de la structure et de la capacité de rétention des sols. C'est la raison pour laquelle elles constituent une ressource importante pour renforcer la productivité des sols de manière durable. Cependant, il y a très peu d'information dans la documentation scientifique sur les technologies de traitement permettant de récupérer les ressources nutritives des déchets humains. Ce document examine l'état des connaissances relatives aux différents processus qui ont été utilisés dans le monde. Leur efficacité quant à l'élimination des pathogènes ainsi que les performances de récupération des éléments nutritifs et des biosolides sont évaluées. Le chapitre souligne les écarts dans la recherche pour approfondir la question.

■ INTRODUCTION

Contrairement à la gestion des eaux usées, l'élaboration de stratégies et d'options de traitement adaptées aux conditions qui prévalent dans les pays en développement pour s'occuper des boues de vidange (BV), les sous-produits des

installations d'assainissement autonome, a longtemps été négligée. Néanmoins, ces dernières années, un nombre encourageant d'initiatives pour une meilleure gestion des BV, telle la mise au point de schémas appropriés pour le traitement des BV, a vu le jour par exemple dans plusieurs pays d'Afrique occidentale (le Sénégal, le Mali, la Côte d'Ivoire, le Burkina Faso, le Ghana), d'Asie du Sud-Est (le Népal, les Philippines, la Thaïlande, le Vietnam) et d'Amérique latine. Ces initiatives aident les citoyens et les autorités à relever les défis posés par ce qu'on peut désigner comme étant le « drame de la merde urbaine » – l'évacuation aveugle et désordonnée des boues de vidange dans des drains, des canaux et des espaces ouverts, créant ainsi un « film fécal » dominant dans les régions urbaines et nuisant à la santé publique, causant de la pollution, des odeurs nauséabondes et des choses désagréables à voir.

Les auteurs estiment qu'approximativement un tiers de la population mondiale (environ 2,4 milliards de citoyens) se sert d'installations d'assainissement autonome, à savoir des latrines et des toilettes familiales et publiques privées de réseaux d'égout, des fosses à niveau constant et des fosses septiques. Cette situation risque de se poursuivre encore durant des décennies, puisque les réseaux d'assainissement à l'échelle de la ville ne sont ni abordables ni réalisables pour la majorité des régions urbaines des pays en développement. En considérant qu'un litre de BV/hab/jour comme taux de production moyen de BV dans les régions urbaines (fondé sur des données de la littérature et sur nos propres enquêtes), dans une ville de plus d'un million d'habitants, environ 1 000 m³/jour de BV devraient être recueillies et évacuées quotidiennement. Cependant, les taux de collecte quotidienne indiqués pour des villes beaucoup plus grandes (par exemple Accra, Bangkok et Hanoi) excèdent rarement 300 à 500 m³/jour. Cela dénote qu'une énorme quantité, si ce n'est la fraction majeure des BV générées, est évacuée sans enregistrement ou clandestinement dans la zone de peuplement urbain.

Lorsqu'elles sont pleines, les latrines sont vidées mécaniquement par des camions de vidange, ou manuellement par des ouvriers ou des membres de la famille (parfois la seule option pour les ménages les plus pauvres). Alors que les boues vidangées mécaniquement des zones aménagées et accessibles peuvent être transportées et évacuées à plusieurs kilomètres des ménages, les boues vidangées manuellement des zones inaccessibles à faible revenu sont généralement déposées dans l'enceinte de la maison familiale, à proximité des couloirs ou des drains, ou encore sur des terres ouvertes. Ces pratiques, souvent non recensées, comportent des risques importants pour la santé publique et une incidence élevée de maladies sur les opérateurs de camions de vidange, leurs familles, les ménages qui habitent la région immédiate et les populations vulnérables des villes qui utilisent les latrines. Pour parvenir à une protection efficace et durable de la santé de ces populations urbaines exposées, les futurs programmes d'approvisionnement en latrines doivent établir une approche qui relie les infrastructures d'assainissement autonome à un système de transport et de réutilisation sécuritaire

ou d'évacuation et de traitement, des boues fécales vidangées (solides, liquides, ou un mélange des deux). Cette approche pourrait être différente pour la planification et les zones densément peuplées des taudis.

Les processus de traitement à faible coût des BV qui, selon les auteurs, pourraient convenir aux pays en développement comprennent principalement des options non mécanisées comme celles énumérées plus bas. Ces options ne sont pas suffisamment documentées et mises à jour dans la littérature existante.

Options de traitement à faible coût des boues de vidange présentées dans ce chapitre.

- les bassins ou étangs de décantation et d'épaississement (option non mécanisée, fonctionnement discontinu) ;
- les lits de séchage des boues non plantés ;
- les marais artificiels ;
- le compostage combiné (« cocompostage ») avec déchets solides organiques ;
- le lagunage des liquides surnageants ou des eaux de lessivage des BV ;
- l'épandage dans les régions chaudes arides à semi-arides ;
- la digestion anaérobie avec utilisation de biogaz ;
- la stabilisation à la chaux.

Ces options, à l'exception de la digestion anaérobie et de la stabilisation à la chaux, ont fait l'objet d'essais et d'enquêtes au cours de dix ans de collaboration de recherche sur le terrain avec des partenaires sélectionnés en Amérique latine, en Afrique occidentale et en Asie. L'information sur les systèmes de traitement des boues mécanisés et à forte intensité d'énergie actuellement utilisés dans les pays industrialisés est présentée dans l'ouvrage du Groupe de travail sur les boues d'épuration et des réseaux d'aqueduc de l'Association internationale pour les résidus solides et du nettoyage public (1998).

■ 1. DÉFIS ASSOCIÉS AU TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE

Le choix d'une option de traitement des BV repose principalement sur les caractéristiques des boues générées dans une commune ou une ville en particulier, ainsi que sur les objectifs du traitement (la réutilisation agricole, la mise en décharge des biosolides ou le déversement des liquides traités dans des eaux réceptrices). Comme pour les eaux usées, les caractéristiques des BV varient beaucoup à l'intérieur des villes et entre elles, selon les types d'installations d'assainissement autonome (par exemple le facteur de dilution) et si les opérations de vidange sont manuelles ou mécanisées. Les boues provenant des fosses septiques sont biochimiquement plus stables en raison de leurs longues périodes de stockage par rapport aux boues provenant d'installations qui sont vidangées

chaque semaine (par exemple les latrines publiques). À titre d'exemple, dans des villes comme Bangkok, Hanoi et Buenos Aires, les fosses septiques sont les installations d'assainissement autonome prédominantes. Lorsque les fosses septiques sont vidangées, les portions solides et liquides sont habituellement pompées. Là où les fosses perdues sont utilisées pour infiltrer le surnageant des fosses septiques, elles peuvent être vidangées à cause du colmatage. Cela contribue à diluer les BV recueillies dans une habitation particulière. En Afrique occidentale, une partie importante de la population urbaine utilise les toilettes publiques, qui sont généralement très fréquentées. À Kumasi (Ghana), une ville d'un million d'habitants, 40 pour cent de la population utilisent des toilettes publiques sans égout, qui sont vidangées hebdomadairement. Les boues recueillies à partir de ces installations sont biochimiquement instables (une forte DBO_5) et présentent des concentrations élevées d'ammonium ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), puisque l'urine est évacuée avec les excréments.

Les défis particuliers associés au traitement des BV dans les pays en développement, par opposition au traitement des eaux usées, reposent sur le fait que les concentrations en pathogènes sont plus élevées d'un facteur de 10 à 100 dans les BV comparativement aux eaux usées municipales, et qu'il n'existe pas de normes et de directives appropriées, abordables et exécutoires pour l'évacuation et la réutilisation quant au traitement des BV. Le tableau 9.1 énumère les caractéristiques des BV observées par les auteurs et leurs partenaires dans des villes sélectionnées de l'Afrique et de l'Asie. Le fait que les BV présentent des caractéristiques très variées exige une sélection attentive des options de traitement appropriées, particulièrement pour le traitement primaire. Cela peut inclure la séparation solide-liquide ou la stabilisation biochimique si les BV sont encore fraîches et ont seulement subi une dégradation partielle lors du stockage et avant la collecte. Les boues de vidange et des stations de traitement des eaux usées (STEP) peuvent, en principe, être traitées par le même type d'options de traitement à faible coût.

■ 2. POURQUOI RECYCLER LES EXCRÉTAS HUMAINS ?

Les boues de vidange sont riches en éléments nutritifs et en matières organiques. Des constituants qui contribuent à réapprovisionner la couche humifère et la réserve d'éléments nutritifs dans le sol, tout en améliorant la structure des sols et leur capacité de rétention. Par conséquent, elles représentent une ressource importante pour améliorer la productivité des sols de manière durable. Malheureusement, dans la plupart des régions urbaines des pays en développement, la gestion des BV est très peu réglementée et chaotique, ce qui entraîne la contamination des sols et des cours d'eau, et met en danger la santé humaine.

Tableau 9.1 CARACTÉRISTIQUES DES BOUES DE VIDANGE (BV) DANS DES VILLES SÉLECTIONNÉES DES PAYS EN DÉVELOPPEMENT

Paramètres	Accra (Ghana)	Accra (Ghana)	Yaoundé (Cameroun)	Bangkok (Thaïlande)	Alcorta (Argentine)
Type de BV	Boues des toilettes publiques ^a	Boues d'égout ^b	Boues d'égout	Boues d'égout moyennes (tranche)	Boues d'égout moyennes (tranche)
MST (mg/l)	52 500	12 000	37 000	15 350 (2 200-67 200)	(6 000-35 000) (SS)
MVT (% des MST)	68	59	65	73	50 (MVS)
DCO (mg/l)	49 000	7 800	31 000	15 700 (1 200-76 000)	4 200
DBO ₅ (mg/l)	7 600	840	N/D	2 300 (600-5 500)	(750-2 600)
AT (mg/l)	N/D	N/D	1 100	1 100 (300-5 000)	190
NH ₄ -N (mg/l)	3 300	330	600	415 (120-1 200)	150
<i>Ascaris</i> (nombre d'œufs/g, MST)	N/D	(13-94)	2 813	(0-14)	(0,1-16)

MST : matières solides totales ; MS : matières en suspension ; MVT : matières volatiles totales ; MVS : matières volatiles en suspension ; DCO : demande chimique en oxygène ; DBO₅ : demande biochimique d'oxygène ; AT : azote total.

^a Les boues recueillies à partir de latrines partagées par une population très dense ou de latrines qui ont des fréquences de vidange très élevées (semaines, mois).

^b Les boues recueillies à partir de fosses septiques après deux à cinq ans. Les boues d'égout sont bien digérées et moins concentrées en matières solides et en azote que les boues des toilettes publiques.

Source : D'après les enquêtes menées par les partenaires de recherche sur le terrain de SANDEC.

De nombreux décideurs municipaux sont bien conscients toutefois que l'élaboration et l'application de stratégies de recyclage contribueraient largement à atténuer les problèmes de gestion. Néanmoins, peu de mesures ont été prises pour recycler les BV de manière durable. Il a été estimé qu'à l'échelle planétaire, l'industrie mondiale des engrais produit quelques 170 millions de tonnes de fertilisants annuellement (Association internationale de l'industrie des engrais, 2009), alors qu'au même moment, 50 millions de tonnes de fertilisants équivalents sont déversés dans les cours d'eau par le biais des réseaux d'assainissement (Werner, 2007). La récupération des matières organiques et des éléments nutritifs des eaux-vannes comme biosolides constitue une nécessité économique et une stratégie de protection urgente de l'environnement. Par conséquent, il faut élaborer des stratégies et des options technologiques à faible coût pour le traitement des excréta qui permettent le recyclage rentable et abordable des matières organiques et des éléments nutritifs, particulièrement pour l'agriculture urbaine et périurbaine.

Drangert (1998) a signalé l'équivalent de fertilisation des excréta humains qui est, en théorie du moins, presque suffisant pour qu'une personne cultive ses propres aliments. Cependant, la valeur des éléments nutritifs pouvant être récupérés par le recyclage serait moindre que celle contenue dans les excréta d'origine humaine puisqu'il est impossible de tout récupérer, peu importe l'option de

traitement adoptée. La teneur en éléments nutritifs des BV montre qu'il s'agit d'une ressource potentielle qui devrait être utilisée par les agriculteurs pour reconstituer la fertilité des sols en vue d'augmenter le rendement des cultures. Elles pourraient être mélangées avec des déchets solides organiques pour produire de très bons engrais. La fraction de déchets organiques dans les déchets solides reste la plus grande proportion pouvant être récupérée. La teneur élevée en matières organiques (50 à 90 pour cent) fournit une possibilité d'exploitation à travers les processus de compostage (Allison et coll., 1998; Asomani-Boateng et Haight, 1999).

■ 3. PROCESSUS DE RÉCUPÉRATION DES ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET D'ASSAINISSEMENT DES BIOSOLIDES

La séparation des matières solides et liquides qui composent les BV est le processus de choix dans le traitement des BV, sauf s'il est décidé de co-traiter les BV dans une installation de traitement des eaux usées existante ou planifiée, ou si les charges des BV sont petites par rapport à la circulation des eaux usées. La séparation solide-liquide peut s'effectuer par le biais de la décantation et de l'épaississement dans des étangs ou bassins, ou la filtration, et par le séchage dans des lits de séchage des boues. Le tableau 9.2 fournit une vue d'ensemble de la façon dont les processus de traitement ou les combinaisons de processus choisis sont en mesure d'atteindre des réductions de certains contaminants ou constituants. Les matières solides séparées nécessiteront dans la plupart des cas un stockage, une déshydratation, un séchage ou un compostage supplémentaire, avec comme résultat des biosolides utilisables comme engrais pour les sols. Lors de la séparation, la fraction liquide peut servir directement à l'agriculture ou à d'autres objectifs comme l'aquaculture. Dans les régions où la réutilisation n'est pas une option, elles subiront un traitement d'affinage pour satisfaire aux critères d'évacuation dans des eaux de surface ou pour éviter la pollution des eaux souterraines, là où les effluents peuvent s'infiltrer.

3.1. Récupération des biosolides par la séparation solide-liquide des boues de vidange

Le choix de bassins ou d'étangs de décantation, outre le fait qu'il dépend du type de boues à traiter, est aussi déterminé par le mode d'exploitation envisagé et par les dispositions prises pour manipuler la masse de solides qui doit être périodiquement retirée de ces unités de traitement primaires. Les quantités de matières solides produites dans des bassins de décantation et d'épaississement qui, dans leur version à faible coût, seront non mécanisées et exploitées en lot dans des cycles de chargement et de consolidation de quelques semaines à quelques mois, seront beaucoup plus petites que la masse de matières solides, provenant des étangs primaires, qui seront vidangées et manipulées. Ces derniers ont généralement

Tableau 9.2 VUE D'ENSEMBLE DES OPTIONS CHOISIES ET RENDEMENTS PRÉVUS D'ÉLIMINATION (RÉCUPÉRATION) DANS LES SYSTÈMES DE TRAITEMENT POUR LA SÉPARATION SOLIDE-LIQUIDE DES BOUES

Options de séparation solide-liquide	Critères de conception	Objectif du traitement/abattement réalisable		
		Séparation solide-liquide	Polluants organiques dans la portion liquide, après séparation	Parasites (œufs d'helminthes)
Bassin de décantation et d'épaississement	TAMS ^a : 0,13 m ³ /m ³ de BV d'origine humaine ; TSH : ≥ 4 h ; S : 0,006 m ² /plafond (Accra)	MS : 60-70 % DCO : 30-50 %	À traiter pour une amélioration supérieure dans des étangs ou des marais artificiels	Concentrés dans le décantat et les matières flottantes
Étang anaérobie et de décantation	300-600 g DBO ₅ /m ³ j ; TSH : ≥ 15 jours ; TAMS : 0,02 m ³ /m ³ (Rosario) et 0,13 m ³ /m ³ (Accra)	DBO ₅ > 60-70 %	DBO ₅ filtrée > 50 %	Concentrés dans le décantat et les matières flottantes
Lits de séchage et de déshydratation non plantés	100-200 kg MST/m ² /année ; S : 0,05 m ² /plafond (Accra)	MS : 60-80 % ; DCO : 70-90 % NH ₄ + -N : 40-60 %	À traiter pour une amélioration supérieure dans des étangs ou des marais artificiels	100 % retenus sur la matière filtrante
Lits de séchage plantés (lits d'humification)	≤ 250 kg MST/m ² /année ; TAMS : 20 cm/année (Bangkok)	MS > 80 % TAMS : 20 cm/année	À traiter pour une amélioration supérieure dans des étangs ou des marais artificiels	100 % retenus sur la matière filtrante
Co-compostage avec déchets solides	Rapport de mélange BV/DS = 1/2-1/3	N/D	N/D	1-2 unités logarithmiques
Étangs de stabilisation facultatifs	350 kg DBO ₅ /ha/j	Pas pour cet objectif	Retrait de > 60 % de la DBO ₅ totale	Retirés par la sédimentation

^a Taux d'accumulation des matières solides = la quantité de matières solides qui s'accumule dans un système de traitement jusqu'à ce que l'activité soit arrêtée.

S : surface active nécessaire par habitant, TSH : temps de séjour hydraulique

Source : Kone et Strauss (2004).

des cycles d'exploitation de 6 à 12 mois, à moins que des mesures soient introduites, à la fin desquels les matières solides sont évacuées à des fréquences supérieures sans arrêter les activités de l'étang.

3.1.1. *Étangs de décantation*

Des rendements de rétention des matières en suspension (MS) pouvant atteindre 96 pour cent sont obtenus dans deux séries d'étangs de décantation de boues d'égout alternés à Alcorta, en Argentine (Ingallinella et coll., 2002). Le taux concomitant d'accumulation des matières solides correspond à $0,02 \text{ m}^3/\text{m}^3$ de BV. La qualité des effluents de l'étang ($\text{DCO} = 650 \text{ mg/litre}$, $\text{DBO}_5 = 150 \text{ mg/litre}$, $\text{NH}_4^+-\text{N} = 10^4 \text{ mg/litre}$) ressemble à celle des eaux usées urbaines, permettant le traitement combiné des deux liquides dans un système d'étangs de stabilisation (ES) comprenant un étang facultatif et un bassin de maturation (Ingallinella et coll., 2002). Les livraisons de boues d'égout à l'étang en activité sont suspendues et le liquide surnageant transféré à l'étang parallèle quand les couches solides décantées ont atteint 50 cm. Les boues accumulées sont laissées asséchées jusqu'à l'obtention d'une concentration de matières solides totales (MST) > 20 à 25 pour cent, permettant ainsi de les pelleter. Cela peut prendre jusqu'à six mois sous le climat subtropical tempéré qui règne dans la région (400 km à l'ouest de Buenos Aires). Du matériel gonflant comme les balles de céréales, les sciures ou les copeaux de bois pourraient servir dans de telles conditions pour raccourcir le temps de stockage et de déshydratation sur place. Ce type de conception d'étang de décantation repose sur une fréquence supposée de vidange de l'étang et sur le taux d'accumulation des matières solides connu ou prévu.

3.1.2. *Bassins de décantation et d'épaississement*

Les bassins de décantation et d'épaississement jumelés, non mécanisés, ont été mis en place par le service de gestion des déchets d'Accra (au Ghana) en 1989 pour traiter les boues d'égout et des toilettes publiques selon des rapports de mélange d'environ 3:1. Les bassins ont fait l'objet d'études intensives par l'Institut de recherche sur les eaux du Ghana et le SANDEC de 1994 à 1997 (Heinss et coll., 1998). Le développement de quatre zones distinctes a été observé pendant que le chargement des BV était en cours : une zone d'épaississement dans le fond inférieur avec des MST pouvant atteindre 140 g/litre (14 pour cent), une zone dans le fond supérieur avec 60 g de MST/litre, une zone d'eaux décantées avec $3\text{--}4 \text{ g}$ de MST/litre et une couche d'écume contenant jusqu'à 200 g de MST/litre. Le taux d'accumulation des matières solides décantées était de $0,16 \text{ m}^3/\text{m}^3$ de BV et la rétention des MS variait de 60 à 70 pour cent. La moyenne de la DCO et de la teneur en MS dans les effluents des bassins s'élevait à $3\,000 \text{ mg/litre}$ et $1\,000 \text{ mg/litre}$, respectivement.

3.1.3. Lits de séchage et de déshydratation non plantés

Les lits de séchage non plantés peuvent servir à la déshydratation et au séchage des boues d'égout, des mélanges de boues d'égout et boues des toilettes publiques (selon des rapports volumétriques de $> 2:1$) et des boues des étangs primaires avec une teneur initiale en MST de 1,5 à plus de 7 pour cent. Le rendement de la déshydratation varie selon la teneur initiale de MST et de MVT (matières volatiles totales) ainsi que des charges appliquées. Pescod (1971), alors qu'il faisait des expériences de déshydratation et de séchage des boues d'égout sur des lits de séchage à l'échelle de la cour en Thaïlande, a trouvé qu'il fallait de 5 à 15 jours de déshydratation pour atteindre une teneur en MST de 25 pour cent avec des taux de charge de matières solides initiaux de 70 à 475 kg de MST/m²/année et une profondeur de charge de 20 cm. Au Ghana, des boues déshydratées avec 40 pour cent de MST ont été obtenues à partir d'un mélange de boues d'égout et de boues des toilettes publiques en 12 jours, avec un taux initial de charge de matières solides de 200 kg de MST/m²/année et une profondeur de charge < 20 cm. Avec un taux de charge de matières solides de 130 MST/m²/année, des boues avec 70 pour cent de MST ont été obtenues en neuf jours, ainsi qu'une réduction de 60 pour cent de la DBO₅ et de 70 pour cent de la DCO dans le liquide de percolation (comparativement au mélange de boues brutes) (Heinss et coll., 1998).

3.1.4. Lits de déshydratation et de séchage plantés (marais artificiels)

Des marais artificiels ont été exploités avec succès par l'Institut asiatique de technologie (AIT) de 1997 à 2004 pour traiter les boues d'égout à Bangkok, contenant 14 000 à 18 000 mg de MST/litre. Un taux de charge optimal de 250 kg de MST/m² par année a été établi, en s'appuyant sur sept ans de recherche sur le terrain avec trois projets pilotes de lits de marais artificiels (Koottatep et coll., 2005). Les lits ont été plantés avec de la *Typha angustifolia* (quenouille à feuilles étroites). Chaque lit avait une surface de 25 m² et était alimenté par 8 m³ de boues d'égout une fois par semaine. L'endiguement des eaux de lessivage s'est avéré nécessaire pour obtenir suffisamment d'humidité pour les quenouilles, qui ont développé des symptômes de flétrissement au cours des saisons sèches. Globalement, l'élimination de 70 à 80 pour cent des MST, 96 à 99 pour cent des MS et 95 à 98 pour cent de la DCO totale (DCOT) a été atteinte dans la portion liquide des boues d'égout. L'abattement de la DCOT a été amélioré grâce à l'endiguement, de même que celui de l'azote grâce à la dénitrification. Des périodes de stockage de six jours se sont avérées optimales. Les marais artificiels ont pu accumuler 70 cm de boues après quatre années de fonctionnement tout en conservant leur perméabilité complète. La teneur en MST des boues déshydratées variait de 20 à 25 pour cent dans la couche supérieure (< 20 cm), à 25 à 30 pour cent dans les couches plus profondes. Dans des conditions de charge stables, la qualité des eaux de lessivage était constante. La DCOT dans les eaux de lessivage s'élevait de 250 à 500 mg/litre, les

MST de 1 500 à 4 000 mg/litre et les MS de 100 à 300 mg/litre. Des expériences avec des boues biochimiquement instables et hautement concentrées comme celles provenant des toilettes publiques dans les villes d'Afrique occidentale n'ont pas été réalisées jusqu'à présent.

3.2. Récupération de l'azote

3.2.1. Bassins et étangs de décantation

L'azote perdu dans les bassins de décantation (tableau 9.2) est négligeable en raison de l'absence de nitrification dans les conditions anaérobies totalement répandues. Dans les projets d'étangs, l'azote est stocké sous forme organique par une biomasse néoformée qui se décante ensuite et s'accumule dans les sédiments. Des pertes supplémentaires peuvent survenir par la volatilisation de l'ammoniaque (NH_3) si le temps de rétention hydraulique global est suffisamment long (des semaines à des mois) et que le pH s'élève au-dessus de 8, permettant la formation de NH_3 dans l'équilibre NH_4/NH_3 tributaire du pH (Heinss et coll., 1998).

3.2.2. Lits de séchage non plantés

L'azote organique est filtré avec les matières en suspension retenues à la surface du lit (90 à 97 pour cent). Le $\text{NH}_3\text{-N}$ est perdu par volatilisation selon les conditions climatiques locales (le vent, la température, la pluie). Des expériences menées au Ghana, réalisées avec différents types de boues, se sont soldées par une récupération de l'azote de 35 à 70 pour cent (Cofie et coll., 2006).

3.2.3. Lits de déshydratation et de séchage plantés (marais artificiels)

La récupération de 55 à 60 pour cent d'azote dans les lits de déshydratation plantés traitant les boues d'égout découle principalement de l'accumulation de l'azote organique dans les couches de boues déshydratées. Les pertes d'azote proviennent de la volatilisation du NH_3 et des processus de nitrification et dénitrification, et comptent pour 15 à 35 pour cent (Panuvatvanich et coll., 2009). Des eaux de percolation avec des concentrations de 100 à 200 mg/litre d'azote organique et ammoniacal et de 50 à 150 mg/litre de $\text{NH}_4\text{+N}$ ont été observées au projet pilote de l'AIT avec des concentrations initiales de 1 000 et 350 mg/litre d'azote, respectivement (Koottatep et coll., 2005).

3.2.4. Co-compostage

La dynamique de l'azote durant le co-compostage des BV et des déchets solides organiques a été documentée (Cofie et coll., 2006, 2009). Des chercheurs ont trouvé que les concentrations les plus élevées d'azote ammoniacal récupérées à partir du co-compostage des BV avec des déchets solides organiques se sont produites au cours des stades initiaux de compostage, lorsque la dégradation des

matières organiques est plus intense et que le $\text{NH}_4\text{-N}$ est produit par la minéralisation de l'azote organique. La concentration de $\text{NH}_4\text{-N}$ a diminué continuellement pendant la phase thermophile jusqu'au 40^e jour et est ensuite restée relativement stable jusqu'à la fin de la maturation. On a constaté qu'après 50 jours de compostage, aucune autre dégradation significative de $\text{NH}_4\text{-N}$ n'a pu être observée étant donné que le compost devient mature avec une valeur finale de 0,01 pour cent d'azote ammoniacal.

Pour le nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$), peu de nitrification peut être observée sous des conditions thermophiles. Après la phase thermophile, lorsque la température interne tourne autour de 45 °C, la nitrification commence et une baisse radicale de la concentration d'ammonium survient. Cela a commencé à se produire après 30 jours de compostage. La teneur en nitrate de 0,04 pour cent à ce point a augmenté de façon stable pour atteindre sa valeur maximale d'environ 0,12 pour cent après 60 à 70 jours de compostage.

L'azote organique et l'azote total (AT) ont des comportements similaires au cours du co-compostage des BV déshydratées avec des déchets solides organiques. Pendant la phase thermophile, la concentration d'azote demeure relativement constante. Au cours de la maturation, les niveaux d'azote ont augmenté davantage que durant la phase thermophile. La valeur finale d'azote organique était d'environ 1,05 pour cent de MST et la valeur d'AT était d'environ 1,16 pour cent de MST.

3.3. Fraction liquide des boues de vidange

Bien que des pertes élevées d'azote puissent survenir dans certains des processus de traitement énumérés plus haut, les effluents (ou eaux de lessivage) contiennent toujours de grandes concentrations d'azote pouvant servir à l'irrigation. Lorsqu'il est possible de recycler les eaux pour l'agriculture, la teneur en sels constitue souvent un facteur limitant. La conductivité électrique (CE) observée dans les liquides surnageants des bassins de décantation d'Accra variait de 8 à 10 mS/cm, mais les limites de tolérance au sel des plantes qui sont les plus tolérantes sont de 3 mS/cm. Les eaux de lessivage provenant des unités de déshydratation plantées de l'AIT présentaient des valeurs de CE de 2 à 5 mS/cm. Toutefois, l'effet à long terme sur la salinité du sol peut s'avérer négligeable, puisque la conductivité élevée dans les eaux de lessivage ou les liquides surnageants découle principalement de la grande concentration de NH_4^+ .

Au Ghana, des systèmes d'étangs ont été mis au point pour la purification des effluents provenant des bassins de décantation et d'épaississement des unités de prétraitement. La croissance des algues est inhibée en raison de la teneur ammoniacale excessive causée par les boues des toilettes publiques hautement concentrées. Ces dernières présentent des niveaux de $\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N} > 3\,000\text{ mg/litre}$ menant à des niveaux de $\text{NH}_3\text{-N}$ dans les liquides de BV qui vont

au-delà des limites de toxicité des algues (40 à 50 mg de $\text{NH}_3\text{-N}$ /litre). À Kumasi, où les boues d'égout et les boues des toilettes publiques sont recueillies puis évacuées dans des étangs selon un rapport volumétrique de 1:1, le NH_3 qui se volatilise du projet d'étang de BV cause l'irritation des yeux durant des périodes de forte température et de vent faible. Les concentrations en ammonium dans les boues des toilettes publiques, couplées à des températures ambiantes $> 28^\circ\text{C}$, favorisent la libération de quantités nocives de $\text{NH}_3\text{-N}$ (Strauss et coll., 1997).

3.4. Inactivation des pathogènes (assainissement des biosolides)

Le sort des pathogènes lors des processus de séparation solide-liquide des BV dépend de leur taille et du degré d'association des particules. À cause de leur grande taille, les œufs d'helminthes sont concentrés avec les solides, tandis que les bactéries et les virus peuvent se trouver à la fois dans le liquide et s'attacher aux particules dans les solides. Dans la plupart des conditions, les œufs d'helminthes constituent les pathogènes les plus résistants dans les BV. Bien que la mort des œufs d'helminthes dans la couche de boues des étangs a été documentée (Nelson et coll., 2004; Sanguinetti et coll., 2005), certains œufs peuvent survivre pendant de nombreuses années. Des options de traitement à faible coût comme les lits de séchage plantés, les lits de séchage non plantés ou le co-compostage peuvent atteindre une efficacité d'inactivation élevée des œufs d'helminthes lors du traitement des boues de vidange (tableau 9.3).

Les eaux de lessivage provenant des lits de séchage plantés et non plantés ne contiennent pas d'œufs d'helminthes, puisqu'elles sont filtrées avec les matières solides par la couche de sable. Au Cameroun, Kengne et coll. (2009) ont montré que les lits de séchage plantés peuvent réduire la concentration d'œufs d'helminthes de 78,9 œufs/g MST à 4,0 œufs/g MST après une période de charge de six mois, suivie d'un repos de six mois supplémentaires. Aucun œuf de *Ancylostoma duodenale*, *Strongyloides stercoralis*, *Enterobius vermicularis* et *Taenia* sp. n'était présent après une période de repos de quatre mois pour les boues. Durant la période de repos de six mois, la teneur en matière sèche des biosolides a augmenté de 51 à 77 pour cent. Cependant, les biosolides n'étaient pas entièrement assainis après cette période de stockage eu égard à la conformité avec les normes de l'OMS de moins d'un œuf/g MST pour des pratiques agricoles sans risque (OMS, 2006). Par conséquent, avant l'épandage direct sur les sols, une période de stockage supplémentaire, avec protection contre la pluie, d'au moins un mois ou un autre traitement peut être nécessaire. Des résultats similaires ont été obtenus par Sanguinetti et coll. (2005), qui ont trouvé une réduction significative de la viabilité des œufs d'*Ascaris* avec une baisse de l'humidité (moins de 40 pour cent) dans des lits de séchage non plantés en Argentine. Selon l'expérience des auteurs, un temps de stockage d'au moins six mois est nécessaire pour assainir les boues de vidange des lits de déshydratation plantés dans des conditions tropicales. Le taux d'assainissement dépend du degré de séchage.

Tableau 9.3 EFFICACITÉ DE L'INACTIVATION DES PATHOGÈNES POUR DIFFÉRENTES OPTIONS PEU COÛTEUSES DE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE

Option ou processus de traitement	Réduction logarithmique des œufs d'helminthes	Durée (mois)	Références
Étangs de décantation	3	4	Fernandez et coll. (2004)
Lits de déshydratation et de séchage plantés (marais artificiels)	1,5	12	Koottatep et coll. (2005)
Lits de séchage et de déshydratation non plantés (pour le prétraitement)	0,5	0,3-0,6	Heinss et coll. (1998)
Compostage (andain, thermophile)	1,5-2,0	3	Koné et coll. (2007)
Augmentation du pH > 9	3	6	Chien et coll. (2001)
Anaérobie (mésophile)	0,5	0,5-1,0	Feachem et coll. (1983) ; Gantzer et coll. (2001)

Source : Tableau adapté de l'OMS (2006).

Le co-compostage a subi des essais réussis comme moyen d'assainir les boues de vidange en raison des températures élevées produites pendant le compostage anaérobie. Dans les BV déshydratées co-compostées avec des déchets solides municipaux, une réduction de plus de une unité logarithmique d'œufs d'helminthes a été obtenue après deux mois (Koné et coll., 2007). Au cours du premier mois, la température au centre de la pile de compost était supérieure à 60 °C, et près du bord, elle s'élevait initialement à plus de 45 °C. Ces températures peuvent accroître la perméabilité de la coquille des œufs d'*Ascaris* (Barrett, 1976), permettant le transport de composés néfastes et augmentant le taux de dessiccation des œufs (Capizzi-Banas et coll., 2004; Feachem et coll., 1983; Gaspard et Schwartzbrod, 2003). La diminution de la teneur en eau dans les œufs peut réduire la mobilité et les mouvements des larves d'helminthes, contribuant ainsi à leur décomposition (Sanguinetti et coll., 2005; Stromberg, 1997; Wharton, 1979).

Par conséquent, la combinaison de lits de séchage non plantés et de co-compostage des boues subséquentement déshydratées peut produire des biosolides hygiéniques sûrs pour leur réutilisation dans l'agriculture. Des options supplémentaires pour le traitement incluent le maintien d'un pH élevé (Capizzi-Banas et coll., 2004; Gaspard et Schwartzbrod, 2003), particulièrement en présence d'ammonium (Pecson et coll., 2007; Pecson et Nelson, 2005). Un pH élevé peut être obtenu par l'ajout de chaux ou de cendres. Si la chaux vive (CaO) est utilisée, de la chaleur est aussi générée. En raison de la teneur élevée de $\text{NH}_4\text{-N}$ des BV (tableau 9.3), une inactivation rapide des œufs d'*Ascaris* par la forme neutre de $\text{NH}_4\text{-N}$ peut survenir. Toutefois, ce processus entraînera aussi une perte rapide de $\text{NH}_4\text{-N}$ causée par la volatilisation, ce qui n'est pas souhaitable pour la récupération de l'azote. De plus, ce processus n'a pas encore fait l'objet d'essais sur le terrain pour le traitement des BV.

En s'appuyant sur des études épidémiologiques et sur l'évaluation quantitative des risques microbiens (EQRM), Navarro et coll. (2009) ont montré que des concentrations plus élevées d'œufs d'helminthes dans les biosolides n'augmentaient pas de manière significative l'exposition des consommateurs et des agriculteurs à des risques pour la santé. En effet, les normes actuelles de l'OMS (OMS, 2006) n'ont pas été élaborées à l'aide de preuves épidémiologiques sur cet aspect. En conséquence, la valeur indicative recommandée d'un œuf d'helminthe/g MST dans les biosolides semble être plus exigeante que nécessaire, et son obtention inabordable dans la plupart des cas pour les pays en développement.

3.5. Teneur en métaux lourds des biosolides

Les biosolides générés à partir des marais artificiels peuvent être recyclés dans l'agriculture sans réserve à l'égard de leur teneur en métaux lourds, puisque des essais à Bangkok ont montré de faibles concentrations en éléments traces (mg/kg MST) de 63 Pb ; 14 Ni ; 26 Cr ; 24 Cd ; 575 Cu ; 703 Zn ; 186 Mn et 32 Se (tableau 9.4). Ces valeurs sont inférieures aux limites acceptables pour l'épandage ou l'évacuation des boues d'épuration dans la plupart des pays européens (Hogg et coll., 2002). Les concentrations de plomb, de nickel et de chrome sont même en dessous des valeurs limites des composts étiquetés écologiques de l'Union européenne. Ces résultats montrent que les BV vidangées mécaniquement à Bangkok ne sont pas hautement contaminées par les métaux lourds. Cependant, cela peut s'avérer préoccupant dans les endroits où les boues industrielles sont mélangées avec les BV pour l'élimination.

Tableau 9.4 ÉLÉMENTS TRACES CONTENUS DANS LES BIOSOLIDES RÉCUPÉRÉS DES MARAIS ARTIFICIELS

Paramètres	Concentration d'éléments traces (mg/kg MST)				
	Biosolides (Kengne et coll., 2009)	Co-compost DSM/BV : 3 :1 (Cofie et coll., 2008)	Co-compost DSM/BV DSM : 2 :1 (Cofie et coll., 2008)	Valeurs limites du compost à étiquette écologique de l'UE (Hogg et coll., 2002)	Valeurs limites des boues d'épuration de l'Espagne (Hogg et coll., 2002)
Fe	9579 ± 14	-	-	-	-
Pb	63 ± 32	24 ± 13	34 ± 41	100	750
Ni	14 ± 3	12 ± 2	9 ± 2	50	300
Cr	26 ± 4	90 ± 32	62 ± 20	100	1 000
Cd	2,4 ± 0,8	0,4 ± 0,1	0,0 ± 0,2	1	20
Cu	575 ± 283	-	-	100	1 000
Zn	703 ± 436	-	-	50	2 500
Mn	186 ± 25	-	-	-	-
Se	32 ± 16	-	-	-	-
Si	2779 ± 551	-	-	-	-

En outre, le co-compostage des BV avec du compost organique produit à partir de déchets solides ayant une teneur acceptable en métaux lourds s'est avéré être inférieur même à la stricte norme suisse pour le compost (ASCP, 2001), sauf en ce qui concerne le mercure (Hg), qui en principe peut toujours être acceptable selon d'autres normes européennes comme le résume Brinton (2001). Ainsi, le co-compostage ne pose pas de problèmes environnementaux quant à l'accumulation de métaux lourds sur des terres agricoles. Il a été observé que les concentrations de nickel et de chrome dans un rapport de mélange 3:1 (déchets solides: BV) sont beaucoup plus élevées que dans le mélange 2:1. Cette observation suppose que les métaux lourds sont introduits dans le compost par les déchets solides organiques plutôt que par les BV. Par conséquent, l'utilisation des BV comme source d'azote n'introduit pas des niveaux élevés de métaux lourds dans le compost fini.

■ CONCLUSIONS

Les excréta humains recueillis comme BV depuis les systèmes d'assainissement local dans les pays en développement peuvent être convertis en biosolides sûrs ou en liquide sans pathogènes pour leur réutilisation dans l'agriculture. Bien que les concentrations de pathogènes, particulièrement les œufs d'helminthes, soient élevées dans les BV, les systèmes de filtration comme les lits de séchage (plantés et non plantés) les concentrent dans la fraction solide, livrant ainsi une phase liquide sans helminthes.

En comparant les lits de séchage plantés et non plantés, la concentration des pathogènes dans les boues accumulées des lits de séchage plantés est diminuée à cause de la réduction de l'humidité. D'autres facteurs comme la pénurie d'éléments nutritifs jouent également un rôle important dans la dégradation des pathogènes. Toutefois, les boues accumulées par des lits de séchage non plantés peuvent toujours contenir des œufs d'helminthes si le temps de séchage est insuffisant. Par conséquent, ces boues doivent être davantage traitées, c'est-à-dire par co-compostage, avant de pouvoir être réutilisées de manière sécuritaire en agriculture.

Le co-compostage thermophile avec des déchets solides organiques produit des biosolides sûrs, puisque les œufs d'helminthes sont inactivés principalement durant la phase de chauffage. En raison de leur teneur élevée en azote, les boues de vidange déshydratées constituent un bon substrat complémentaire aux déchets solides organiques qui sont riches en carbone.

Les biosolides produits à partir de ces processus sont riches en éléments nutritifs et sécuritaires, du point de vue des concentrations en métaux lourds, par rapport aux directives existantes pour la réutilisation des biosolides en agriculture. Compte tenu de la crise alimentaire actuelle, le potentiel de réutiliser les sous-produits des systèmes de traitement des BV procurera une stratégie d'atténuation concrète pour améliorer la productivité des sols agricoles et les revenus des agriculteurs, puisque ce produit est disponible à des prix concurrentiels par rapport aux engrais industriels.

■ LACUNES DANS LA RECHERCHE

La communauté mondiale de l'assainissement a récemment défini l'assainissement durable comme étant des systèmes qui tiennent compte de tous les aspects de la durabilité. Ils devraient protéger et promouvoir la santé humaine en offrant un environnement propre et en brisant le cycle des maladies. Pour être durable, un système d'assainissement doit être non seulement économiquement viable, mais également socialement acceptable, et techniquement et institutionnellement appropriés, tout en protégeant l'environnement et les ressources naturelles. Par conséquent, lorsqu'on améliore un système d'assainissement existant ou qu'on en conçoit un nouveau, il est recommandé de considérer les critères de durabilité suivants : les aspects sanitaires, l'environnement et les ressources naturelles ; la technologie et l'exploitation ; les questions financières et économiques ; ainsi que les aspects socio-culturels et institutionnels (Sustainable Sanitation Alliance, SuSanA, 2008). Cela ouvre des perspectives intéressantes pour les produits à base de BV comme engrais organiques pour l'utilisation agricole dans les pays en développement. En effet, il peut y avoir un éventail de polluants dans les BV, notamment les composés pharmaceutiques, les hormones naturelles et artificielles et les pathogènes. Compte tenu du fait que l'utilisation de produits pharmaceutiques dans les pays en développement et en transition est à la hausse, la mise en application de BV non traitées à large échelle pourrait mener à des risques environnementaux imprévisibles (Lienert et coll., 2007). Par conséquent, en plus de la désinfection des BV, l'élimination des micropolluants et de leurs dérivés est considérée comme un facteur clé contribuant à la durabilité si les BV sont réutilisées en agriculture (Shannon et coll., 2008 ; PNUE, 2002).

Lors de l'élaboration de nouvelles options de traitement dans les pays en développement, la disponibilité d'une énergie suffisante et fiable dicte souvent le choix de la technologie ou des systèmes d'assainissement. La consommation d'énergie au cours de l'exploitation d'un système d'assainissement particulier constitue aussi un aspect clé quant à sa durabilité environnementale et économique (van Timmeren et Sidler, 2007). Il a été estimé que 75 pour cent des habitants de l'Afrique subsaharienne (550 millions de personnes) et quelques 50 pour cent des habitants de l'Asie du Sud (700 millions de personnes) n'ont pas accès à l'électricité. En raison des problèmes de production énergétique auxquels font face ces économies, il faut mettre au point des systèmes de traitement à faible énergie pour une exploitation durable et une production régulière d'engrais à base de BV, particulièrement dans les régions agricoles.

Associer les infrastructures sanitaires urbaines et l'offre de services au développement des villes peut permettre d'obtenir des ressources financières suffisantes pour construire des infrastructures et assurer les coûts d'exploitation et d'entretien, puisque les urbanistes peuvent voir les avantages économiques directs du recyclage. C'est également l'occasion de fermer la boucle des éléments

nutritifs en matière de gestion des excréta et des eaux usées urbains. Un tel lien peut être établi avec l'agriculture, qui contribue pour une part importante à l'approvisionnement alimentaire urbain.

Dans les années à venir, plus de 2,6 milliards de personnes sans accès à des installations d'assainissement améliorées devront être desservies (OMS et UNICEF, 2006). La majorité de ces personnes utilisera probablement les installations d'assainissement autonome, l'option dominante dans les pays en développement. Compte tenu de cela, on peut supposer qu'il faudra s'occuper de quantités croissantes de BV, d'excréments et d'urine déshydratés pendant des décennies à venir.

Ainsi, les objectifs et les exigences des systèmes de collecte et de traitement des eaux-vannes ou des BV peuvent être résumés comme suit :

- la récupération des éléments nutritifs et des biosolides ;
- l'élimination des micropolluants ;
- l'augmentation de la concentration des éléments nutritifs ;
- l'assainissement des boues de vidange pour leur réutilisation ;
- la mise en œuvre économique, éconergétique et axée sur le marché.

■ RÉFÉRENCES

- Allison, M. et coll. (1998). *A Review of the Use of Urban Waste in Peri-urban Interface Production Systems*, Coventry, Henry Doubleday Research Association.
- Asomani-Boateng, R. et M. Haight (1999). « Reusing organic solid waste in urban farming in African cities: A challenge for urban planners », *Third World Planning Review*, vol. 21, n° 4, p. 411-428.
- Association internationale de l'industrie des engrais – AIIE (2009). <<http://www.fertilizer.org/ifa/Home-Page/ABOUT-IFA>>.
- Association internationale pour les résidus solides et du nettoyage des villes, Groupe de travail sur les boues d'épuration et des réseaux d'aqueduc (1998). *Sludge Treatment and Disposal Management Approaches and Experiences*, Copenhague, EEA.
- Association suisse des installations de compostage – ASIC, directives (2001). *Quality Criteria for Composts and Digestates from Biodegradable Waste Management*, Münchenbuchsee, Association suisse des installations de compostage en collaboration avec le Forum suisse sur le biogaz.
- Barrett, J. (1976). « Studies on induction of permeability in *Ascaris lumbricoides* eggs », *Parasitology*, vol. 73, p. 109-121.
- Brinton, W. F. (2001). « An international look at compost standards », *Biocycle*, vol. 42, n° 4, p. 74-76.
- Capizzi-Banas, S. et coll. (2004). « Liming as an advanced treatment for sludge sanitization: Helminth eggs elimination – *Ascaris* eggs as model », *Water Research*, n° 38, p. 3251-3258.
- Chien, B. T. et coll. (2001). « Biological study on retention time of microorganisms in faecal materials in urine-diverting eco-san latrines in Vietnam », Nanning, 1^{re} Conférence internationale sur l'assainissement écologique, dialogue Internet sur l'assainissement écologique, <<http://www.ias.unu.edu/proceedings/icibs/ecosan/bui.html>>.

- Cofie, O. O. et coll. (2006). « Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture », *Water Research*, vol. 40, n° 1, p. 75-82.
- Cofie, O. et coll. (2008). « Recycling human excreta for urban and peri-urban agriculture in Ghana », dans L. Parrot et coll. (dir.), *Agricultures et développement urbain en Afrique subsaharienne. Environnement et enjeux sanitaires*, Paris, L'Harmattan, p. 191-200.
- Cofie, O. et coll. (2009). « Cocomposting of faecal sludge and organic solid waste for agriculture: Process dynamics », *Water Research*, n° 43, p. 4665-4675.
- Drangert, J. O. (1998). « Fighting the urine blindness to provide more sanitation options », *Water South Africa*, vol. 24, n° 2, p. 157-164.
- Feachem, R. G. et coll. (1983). *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*, Chichester, John Wiley and Sons.
- Fernandez, R. G. et coll. (2004). « Septage treatment in waste stabilization ponds », dans *Proceedings, 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds*, Avignon, 27 septembre au 1^{er} octobre, <<http://www.sandec.ch/FaecalSludge/Documents/Settage%20treatment%20WSP.pdf>>.
- Gantzer, C. et coll. (2001). « Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge », *Water Research*, vol. 35, n° 16, p. 3763-3770.
- Gaspard, P. G. et J. Schwartzbrod (2003). « Parasite contamination (helminth eggs) in sludge treatment plants: Definition of a sampling strategy », *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol. 206, n° 2, p. 117-122.
- Heinss, U., S. A. Larmie et M. Strauss (1998). *Solid Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics: Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design*, SANDEC Report n° 05/98, Dübendorf, EAWAG/SANDEC.
- Hogg, D. et coll. (2002). *Comparison of Compost Standards within the EU, North America and Australasia*, Banbury, Waste and Resources Action Program, p. 1-97.
- Ingallinella, A. M. et coll. (2002). « The challenge of faecal sludge management in urban areas – Strategies, regulations and treatment options », *Water Science and Technology*, vol. 46, p. 285-294.
- Kengne, I. M., A. Akoa et D. Koné (2009). « Recovery of biosolids from constructed wetlands used for faecal sludge dewatering in tropical regions », *Environmental Science and Technology*, vol. 43, p. 6816-6821.
- Koné, D. et M. Strauss (2004). « Low-cost options for treating faecal sludge (FS) in developing countries – Challenges and performance », document présenté lors de la 9^e Conférence internationale IWA du groupe de spécialistes sur les réseaux de terres humides pour contrôler la pollution de l'eau et lors de la 6^e Conférence internationale IWA du groupe de spécialistes sur les étangs de stabilisation, Avignon, 27 septembre au 1^{er} octobre 2004, <http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec/publikationen/publications_ewm/downloads_ewm/FS_treatment_Avignon.pdf>.
- Koné, D. et coll. (2007). « Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and cocomposting in tropical climates », *Water Research*, vol. 41, n° 19, p. 4397-4402.
- Koottatep, T. et coll. (2005). « Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: Lessons learnt from seven years of operation », *Water Science and Technology*, vol. 51, n° 9, p. 119-126.
- Lienert, J., K. Gudel et B. I. Escher (2007). « Screening method for ecotoxicological hazard assessment of 42 pharmaceuticals considering human metabolism and excretory routes », *Environmental Science and Technology*, vol. 41, n° 12, p. 4471-4478.

- Navarro, I. et coll. (2009). «Application of helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolid application on soil», *Journal of Water and Health*, vol. 7, n° 1, p. 31-44.
- Nelson, K. L. et coll. (2004). «Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico», *Water Research*, vol. 38, n° 1, p. 111-127.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*, vol. 4, Genève, Organisation mondiale de la santé, 182 p.
- OMS et UNICEF (2006). *Joint Monitoring Program for Water Supply and Sanitation – Meeting the MDG Drinking Water and Sanitation Target: The Urban and Rural Challenge of the Decade*, Genève, Organisation mondiale de la santé, 47 p.
- Panuvatvanich, A. et coll. (2009). «Influence of sand layer depth and percolate impounding regime on nitrogen transformation in vertical-flow constructed wetlands treating faecal sludge», *Water Research*, vol. 43, n° 10, p. 2623-2630.
- Pecson, B. M. et K. L. Nelson (2005). «Inactivation of *Ascaris suum* eggs by ammonia», *Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 20, p. 7909-7914.
- Pecson, B. M. et coll. (2007). «The effects of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of *Ascaris* eggs in sewage sludge», *Water Research*, vol. 41, n° 13, p. 2893-2902.
- Pescod, M. B. (1971). «Sludge handling and disposal in tropical developing countries», *Journal of Water Pollution Control Federation*, vol. 43, n° 4, p. 555-570.
- PNUE (2002). *Environmentally Sound Technologies for Wastewater and Stormwater Management. An International Source Book*, Technical Publication Series 15, Londres, IWA Publishing, 613 p.
- Sanguinetti, G. S. et coll. (2005). «Investigating helminth eggs and *Salmonella* sp. in stabilization ponds treating septage», *Water Science and Technology*, vol. 51, n° 12, p. 239-247.
- Shannon, M. A. et coll. (2008). «Science and technology for water purification in the coming decade», *Nature*, vol. 452, n° 7185, p. 301-310.
- Strauss, M., S. A. Larmie et U. Heinss (1997). «Treatment of sludges from on-site sanitation – Low-cost options», *Water Science and Technology*, vol. 35, n° 6, p. 129-136.
- Stromberg, B. E. (1997). «Environmental factors influencing transmission», *Veterinary Parasitology*, vol. 72, n° 3-4, p. 247-256.
- SuSanA (2008). *Towards More Sustainable Sanitation*, Eschborn, Sustainable Sanitation Alliance, <<http://www.susana.org>>.
- Timmeren, A. van et D. Sidler (2007). «The sustainable implant: Decentralized sanitation and energy reuse (Desaer) in the built environment», *Construction Innovation*, vol. 7, n° 1, p. 22-37.
- Werner, C. (2007). «*Ecological Sanitation: Introduction and Health Aspects of the Reuse of Wastewater and Excreta*», présentation, 11 novembre 2007, Bonn, Towards Sustainable Global Health, <<http://www.gtz.de/de/dokumente/en-water-health-ecosan.pdf>>.
- Wharton, D. A. (1979). «*Ascaris* sp.: Water loss during desiccation of embryonating eggs», *Experimental Parasitology*, vol. 48, n° 3, p. 398-406.

Page Laissée Vide Intentionnellement

Mesures mises en œuvre aux champs pour réduire les risques sanitaires microbiologiques pour les consommateurs d'une agriculture informelle irriguée avec des eaux usées

Bernard Keraita, Flemming Konradsen et Pay Drechsel

■ RÉSUMÉ

Ce chapitre présente des mesures mises en œuvre aux champs qui ont été élaborées et testées dans le secteur de l'irrigation informelle afin de réduire les risques microbiologiques pour la santé des consommateurs de légumes qui sont généralement mangés crus et qui ont été irrigués avec des eaux usées. Les mesures ciblent les petits agriculteurs pauvres ou les associations d'agriculteurs dans les pays en développement comme partie intégrante d'une approche à barrières multiples pour la réduction des risques sanitaires depuis la production jusqu'à la table du consommateur. Ces mesures comprennent le traitement des eaux d'irrigation à l'aide de systèmes d'étangs, de filtres et de marais ; des techniques d'épandage des eaux ; un programme d'irrigation ; et la sélection des cultures. De plus, le chapitre fait ressortir certaines stratégies pratiques pour mettre en œuvre ces mesures, qui s'inspirent largement des expériences de terrain au Ghana. Bien que la plupart des mesures mentionnées n'éliminent pas entièrement les risques possibles pour la santé, elles peuvent compléter de manière importante d'autres barrières d'agents pathogènes. Laquelle des mesures convient, qu'elle soit seule ou combinée, dépendra des caractéristiques et des pratiques associées au site local. D'autres études sont nécessaires pour élaborer de nouvelles mesures ou les adapter à d'autres pratiques et systèmes d'irrigation dans les pays en développement.

■ INTRODUCTION

L'agriculture irriguée avec des eaux usées est devenue un phénomène de plus en plus courant, et encore plus avec la pénurie d'eau à l'échelle mondiale. L'irrigation avec des eaux usées crée à la fois des possibilités et des problèmes. Les possibilités de l'irrigation avec des eaux usées sont qu'elles fournissent un moyen pratique d'évacuer les déchets tout en ajoutant de précieux éléments fertilisants et des matières organiques aux sols et cultures (van der Hoek et coll., 2002). Les eaux usées procurent aussi des eaux d'irrigation fiables et appuient l'approvisionnement alimentaire urbain, particulièrement en denrées périssables, ce qui en fait une source de subsistance pour de nombreux agriculteurs et vendeurs. D'autre part, l'irrigation avec des eaux usées, notamment avec des eaux usées non traitées, facilite la transmission de maladies provenant de pathogènes et de vecteurs associés aux excréta, d'irritants cutanés et de produits chimiques toxiques comme les métaux lourds et les pesticides. Les plus préoccupants dans les pays en développement sont les pathogènes et les irritants cutanés associés aux excréta (Blumenthal et coll., 2000 ; van der Hoek et coll., 2005). Ces risques ont une incidence sur l'utilisation durable de l'irrigation avec des eaux usées et doivent être abordés. Ce chapitre met l'accent sur des mesures de réduction des risques pour les pathogènes associés aux excréta, à savoir les risques microbiologiques pour la santé des consommateurs de salades, qui sont de plus en plus en demande.

Pendant de nombreuses années, le traitement des eaux usées était perçu comme la panacée pour réduire les risques sanitaires de l'agriculture irriguée avec des eaux usées. L'OMS, dans ses directives de 2006 relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture, a passé en revue plus de 20 études sur l'élimination de différents pathogènes par divers processus de traitement (OMS, 2006). Les études montrent que les processus biologiques, comme ils se produisent dans les systèmes d'étangs, sont particulièrement efficaces pour l'élimination des pathogènes. En effet, dans plusieurs pays développés et pays à revenu intermédiaire comme les États-Unis, la Tunisie, l'Espagne, la France, Israël et la Jordanie, les eaux usées sont traitées efficacement avant leur utilisation dans des champs agricoles (Jiménez et Asano, 2008). Dans ces pays, l'irrigation avec des eaux usées est officielle, bien réglementée et contrôlée par des organismes bien établis (McCornick et coll., 2004).

Cependant, ce n'est pas le cas dans la plupart des pays en développement, qui n'ont pas les ressources pour des installations efficaces de traitement des eaux usées. Ainsi, de grands volumes d'eaux usées générées, particulièrement dans les régions urbaines, ne sont pas traités. Les estimations présentent des niveaux moyens d'eaux usées traitées d'environ 35 pour cent en Asie, 14 pour cent en Amérique latine et même pas un pour cent en Afrique subsaharienne (OMS, 2000). Ce traitement est souvent minimal ou partiel (niveau primaire) et les effluents sont de piètre qualité. Par conséquent, dans ces pays, des eaux usées partiellement traitées par les quelques systèmes de traitement existants et de grandes quantités d'eaux usées non traitées sont déversées dans des systèmes de

drainage urbains et des cours d'eau naturels, que les agriculteurs finissent par utiliser dans les champs. Une enquête récente donne à penser que des eaux usées non traitées sont utilisées à des fins d'irrigation à l'intérieur et autour de quatre villes sur cinq dans les pays en développement (Raschid-Sally et Jayakody, 2008). Ainsi, bien que le traitement à la source des eaux usées soit important, la mise en œuvre de mesures supplémentaires à l'échelle des champs, ou de rechange dans le pire des cas, semble pour l'instant être une approche réaliste pour réduire les risques sanitaires posés par l'irrigation avec des eaux usées.

Dans les sections suivantes, quelques mesures simples testées sur des légumes-feuilles, comme la laitue et la ciboule, qui sont couramment mangés crus comme salade ou dans le cadre de la restauration rapide en milieu urbain, sont décrites. Les mesures comportent l'utilisation de sites de remplacement pour la production agricole, d'autres sources d'eau, différents types de systèmes d'étangs, la filtration à coût réduit, de meilleures manières d'aller chercher et d'utiliser l'eau, ainsi que le choix de cultures de substitution. Les exemples cités font référence dans la plupart des cas à des études détaillées menées au Ghana, appuyés par des études sur le terrain au Burkina Faso, au Sénégal, au Togo et en Inde.

■ 1. MESURES DE TRAITEMENT DES EAUX AUX CHAMPS

L'OMS (2006) décrit des mesures de réduction des risques à l'extérieur des installations conventionnelles de traitement des eaux usées qu'on peut appeler des options «post-traitement» ou «sans traitement» (voir le chapitre 2). Le terme «sans traitement» est associé aux mesures comme l'irrigation au goutte à goutte, mais pas à celles qui transfèrent des processus de traitement conventionnels au champ. Les systèmes fondés sur les étangs en sont un exemple, car les étangs seuls ou en combinaison peuvent présenter des tailles très différentes (plus petits que 2 à 4 m³), s'adaptant même aux petites exploitations.

1.1. Systèmes fondés sur les étangs

Les systèmes d'étangs sont largement utilisés comme systèmes de traitement biologiques simples des eaux usées dans de nombreux pays à faible revenu, puisqu'ils sont plus économiques que la plupart des systèmes conventionnels. Dans les étangs, les œufs d'helminthes et les kystes de protozoaires sont principalement éliminés par sédimentation (Sperling et coll., 2004), tandis que les bactéries et virus pathogènes sont éliminés grâce à une combinaison de divers facteurs qui créent un milieu défavorable à leur survie (Curtis et coll., 1992). Cependant, dans les climats plus secs, l'évaporation peut entraîner une hausse de la salinité des eaux de l'étang, ce qui les rend moins convenables pour la culture (Clemett et Ensink, 2006). De plus, les systèmes d'étangs peuvent constituer d'importants sites de reproduction pour les moustiques, qui sont les vecteurs d'un certain nombre de maladies.

1.2. Bassins de stockage et de traitement des eaux usées (BSTEU)

Traditionnellement, les BSTEU ont été utilisés comme réservoirs de stockage pour les eaux usées prétraitées provenant des étangs de stabilisation (ES) et destinées à l'irrigation (Mara, 2004). Au cours du stockage, une élimination supplémentaire des pathogènes est obtenue (Athye-Junior et coll., 2000; Cifuentes et coll., 2000). Les directives pour la conception des BSTEU sont détaillées dans Juanicó et Dor (1999) et Mara (2004). L'utilisation d'un système de sédimentation discontinue à trois étangs (remplir-laisser reposer-utiliser) a montré les meilleurs résultats pour l'élimination des pathogènes (Mara et coll., 1996). Parfois appelé le « système chinois à trois réservoirs », à un moment donné un réservoir est rempli par l'agriculteur, un autre est en cours de décantation et l'eau décantée du troisième est utilisée pour l'irrigation. Ce système nécessite une période d'un jour de décantation pour éliminer presque tous les œufs d'helminthes et atteindre une réduction de un à deux logarithmes d'autres pathogènes. En général, lorsque les BSTEU sont bien conçus, exploités et entretenus, ils peuvent atteindre une élimination de deux à quatre unités logarithmiques de virus, de trois à six unités logarithmiques de bactéries pathogènes et de 100 pour cent des œufs d'helminthes (Juanicó et Milstein, 2004; OMS, 2006).

1.3. Étangs de décantation simples à la ferme

Au Ghana, comme dans beaucoup d'autres pays de l'Afrique occidentale, des étangs artificiels peu profonds, d'environ 1 m de profondeur avec une surface variant entre 2 et 6 m², sont largement utilisés dans les sites de maraîchage urbains. Dans la plupart des cas, ils servent de réservoirs de stockage dans lesquels les eaux pluviales et les effluents d'eaux usées y sont canalisés (figure 10.1). D'autres variations incluent l'utilisation de tambours mobiles ou de structures de béton. Les étangs sont courants dans les régions où les sources d'eau d'irrigation sont loin. Les agriculteurs les remplissent manuellement ou en pompant l'eau depuis des cours d'eau ou des puits tubulaires. L'avantage clé des étangs est la réduction de la distance de marche, particulièrement lorsque les arrosoirs sont utilisés. Selon la taille du réservoir et la fréquence d'irrigation, le remplissage est effectué après une ou plusieurs journées. Alors que l'eau est stockée, la décantation a lieu et les études au Ghana ont révélé que ces étangs sont très efficaces pour éliminer les helminthes (réduits à moins d'un œuf par litre), lorsque la sédimentation est laissée pendant deux à trois jours. L'élimination des coliformes fécaux dans la même période a été d'environ deux unités logarithmiques. Contrairement à la réduction des œufs de vers, la mortalité massive des coliformes a été importante seulement pendant la saison sèche.

Creuser un étang nécessite jusqu'à deux jours de travail humain. Avec une planche supplémentaire sur laquelle se tenir (voir plus loin), le coût pourrait être environ de 20\$ US. Les coûts d'installation seraient plus élevés là où les étangs en béton sont utilisés, comme c'est souvent le cas dans d'autres parties de

Figure 10.1 UN DES ÉTANGS ARTIFICIELS UTILISÉS PAR LES AGRICULTEURS DANS LES EXPLOITATIONS MARAÎCHÈRES INFORMELLES URBAINES À KUMASI (GHANA)



Source : IWMI (International Water Management Institute).

l'Afrique occidentale (figure 10.2). Il existe différentes mesures possibles pour accroître la sédimentation dans ces étangs, comme l'utilisation de flocculants et des moyens naturels pour optimiser la mortalité massive des pathogènes. Ces mesures pourraient contribuer à réduire encore davantage la charge des pathogènes dans ces mini étangs.

1.4. Techniques de filtration

Il y a un large éventail de systèmes de filtration pouvant servir au traitement des eaux d'irrigation (Morel et Diener, 2006). Pour les installations aux champs, des filtres à sable avec des taux d'application lents (filtres à sable lents) représentent une option possible. Cependant, le sable devrait avoir une bonne configuration, c'est-à-dire une taille effective (TE) de 0,15-0,40 mm et un coefficient d'uniformité (CU) de 1,5-3,6 (Metcalf et Eddy, Inc., 1995). Les filtres à sable éliminent les microorganismes pathogènes des eaux polluées en les retenant tout d'abord dans le matériau filtrant avant d'être éliminées (Stevic et coll., 2004). La rétention s'effectue principalement par le biais du filtrage, dans lequel les plus gros microorganismes (les protozoaires et les helminthes) sont physiquement bloqués

Figure 10.2 **RÉSERVOIR DE BÉTON UTILISÉ PAR DE PETITS EXPLOITANTS À LOMÉ (TOGO). LES ÉTANGS SONT INTERRELIÉS PAR LE BIAIS DE TUBES ET SONT REMPLIS À L'AIDE D'UNE POMPE DEPUIS UN PUIT TUBULAIRE ; ET À D'AUTRES ENDROITS, ÉGALEMENT DEPUIS DES COURS D'EAU**



Source : IWMI (International Water Management Institute).

lorsqu'ils se déplacent à travers le matériau filtrant bien condensé, et l'adsorption, dans laquelle les plus petits microorganismes comme les bactéries restent fixés au matériau filtrant. L'élimination de microorganismes pathogènes est réalisée principalement en les exposant à des conditions environnementales défavorables comme des températures élevées ainsi que par la prédation par d'autres organismes comme les protozoaires. Dans le même ordre d'idées que les filtres à sable artificiels, les sols peuvent agir comme biofiltres naturels, notamment si des textures plus petites (du limon, de l'argile) sont dominantes.

L'intervalle typique de l'élimination des pathogènes, signalé par l'OMS et s'inspirant de plusieurs études sur les filtres à sable lents, est de zéro à trois unités logarithmiques et de une à trois unités logarithmiques pour les bactéries et les helminthes respectivement (OMS, 2006). Des études menées au Ghana et utilisant des colonnes d'une profondeur de 0,5 à 1 m remplies de sable uniforme d'une TE moyenne de 0,17 mm avec un CU de 3,6 ont permis d'éliminer plus de 98 pour cent des bactéries, ce qui équivaut à une moyenne de deux unités logarithmiques par 100 ml, et de 71 à 96 pour cent des helminthes (Keraita et coll., 2008b). Ce rabattement a été significatif mais pas adéquat, car l'eau d'irrigation avait des niveaux initiaux très élevés d'organismes indicateurs. Pour un champ maraîcher urbain de 0,1 ha, une colonne de filtre à sable verticale d'une surface de 0,4 m² placée sur un pied simple avec un réservoir de stockage des eaux a coûté environ

100\$ US. Ce montant représentait moins de cinq pour cent du revenu net moyen des agriculteurs si le système pouvait servir pendant cinq ans ou plus. La plus grande limite des filtres à sable est le colmatage que les agriculteurs peuvent régler, par exemple grâce à un préfiltre en tissu pour éliminer les débris.

Les agriculteurs en Afrique occidentale utilisent aussi d'autres formes de systèmes d'infiltration. À Ouagadougou, au Burkina Faso, les puits sont encastrés près des canaux d'eaux usées, créant un gradient hydraulique qui permet à l'eau des canaux d'infiltrer la couche de sol vers le puits. Ce faisant, la filtration a lieu, entraînant une réduction des microorganismes et de la turbidité. Les agriculteurs peuvent aussi laisser passer les eaux usées à travers des tranchées de filtres à sable, des digues de sable, des filtres à sable verticaux et de simples sacs de sable tandis qu'ils canalisent l'eau d'irrigation pour la recueillir dans des étangs de réserve. Ces types de filtres auront principalement un effet sur les protozoaires et les helminthes. Au Togo, au Ghana et au Sénégal, les agriculteurs utilisent différentes formes de tamis, mais surtout des toiles moustiquaires pliées sur le trou d'entrée des arrosoirs pour empêcher des particules comme les algues, les déchets et les débris organiques d'y entrer (figure 10.3). Ce faisant, certains pathogènes adsorbés par les matières organiques sont éliminés. Des études réalisées sur ce type de système de filtration simple ont montré une élimination d'environ une unité logarithmique pour les bactéries et de 12 à 62 pour cent pour les helminthes lorsqu'un tissu en nylon normal était utilisé (Keraita et coll., 2008b). Des matériaux de filtration peuvent également être joints au matériel d'irrigation comme les pompes. Dans tous les cas, il est recommandé de bien ajuster la dimension des mailles pour trouver le meilleur équilibre entre une prise d'eau facile et une filtration maximale des débris. Puisque les agriculteurs sont déjà familiers avec ces types de systèmes de filtration grossiers pour éliminer les obstacles visibles, il y a là une occasion de mener des études adaptatives sur le terrain avec un potentiel élevé d'adoption.

Figure 10.3 **ARROSOIRS AVEC TOILE MOUSTIQUAIRE POUR ÉVITER LES DÉBRIS À DAKAR (SÉNÉGAL)**



1.5. Utilisation des infrastructures d'irrigation

Des infrastructures d'irrigation, comme des réservoirs d'eau et des déversoirs dans les canaux d'irrigation, peuvent faciliter l'élimination des pathogènes. Bien qu'ils ne soient pas conçus à cet effet, les réservoirs de stockage des eaux peuvent accroître la sédimentation des helminthes et la mortalité massive des bactéries, en particulier dans les climats plus secs. Les déversoirs, qui sont utilisés pour la régulation de l'eau d'irrigation, agissent comme pièges à œufs d'helminthes. Une étude réalisée le long de la rivière Musi à Hyderabad, en Inde, a montré que les infrastructures d'irrigation (principalement les déversoirs, voir la figure 10.4) peuvent améliorer de façon significative la qualité de l'eau (Ensink et coll., 2006). Dans l'étude, aucun œuf d'helminthe n'a été trouvé à 40 km en aval de l'endroit où 133 œufs/litre avaient été signalés au point de la rivière Musi le plus près de la ville. Des niveaux correspondants d'*E. coli* ont présenté une réduction de cinq unités logarithmiques à partir de sept unités logarithmiques par 100 ml d'eau. Des systèmes similaires peuvent être observés à un niveau local où les agriculteurs empêchent les cours d'eaux usées de créer des étangs dans les ruisseaux (avec trop-plein) pour recueillir l'eau. Dans certains cas, il y a des cascades complètes de telles barrières (IWMI, 2008).

■ 2. MEILLEURES MESURES DE COLLECTE ET D'UTILISATION DE L'EAU

2.1. Collecte de l'eau d'irrigation

Dans le cadre d'essais réalisés au Ghana, la collecte minutieuse de l'eau d'irrigation avec un arrosoir, sans perturber le sédiment au point de collecte dans le cours d'eau ou l'étang artificiel, a réduit de 70 pour cent le nombre d'œufs d'helminthes dans l'eau d'irrigation. La plupart des œufs se sont sédimentés lors de la première journée de décantation. Après trois jours sans perturbation de l'étang, le nombre moyen d'œufs dans l'eau de l'étang était de moins d'un œuf par litre (Keraita et coll., 2008a). Toutefois, les agriculteurs au Ghana doivent irriguer continuellement en raison des températures élevées. Et l'utilisation régulière des étangs artificiels le matin et l'après-midi de la plupart des journées ensoleillées sans pluie perturbe l'eau continuellement. Ceci pourrait être évité grâce au « système chinois à trois réservoirs » décrit plus haut. Une autre option consiste à utiliser un tronçon de bois à travers l'étang pour éviter d'entrer dans l'eau (figure 10.5). L'eau peut aussi être recueillie à l'aide d'un arrosoir relié à une corde, ce qui évite d'avoir à entrer dans l'étang ou le cours d'eau (figure 10.6). Des conceptions plus profondes d'étangs empêchent que l'arrosoir touche la couche de sédiments lors de la collecte de l'eau (Drechsel et coll., 2008). Les coûts d'investissement se limitent à la main-d'œuvre (notamment si un système chinois à trois réservoirs est utilisé) et aux changements de comportement nécessaires pendant la collecte de l'eau.

Figure 10.4 **BARRAGE DANS LA RIVIÈRE MUSI, EN AVAL DE HYDERABAD, ANDHRA PRADESH (INDE)**



Source : IWMI (International Water Management Institute).

Figure 10.5 **UN AGRICULTEUR DEBOUT SUR UNE BÛCHE DE BOIS ALORS QU'IL PREND DE L'EAU D'UN ÉTANG ARTIFICIEL À KUMASI (GHANA)**



Source : IWMI (International Water Management Institute).

Figure 10.6 UN AGRICULTEUR QUI PREND DE L'EAU DANS UN COURS D'EAUX USÉES À L'AIDE D'UN ARROSOIR MUNI D'UNE CORDE À OUAGADOUGOU (BURKINA FASO)



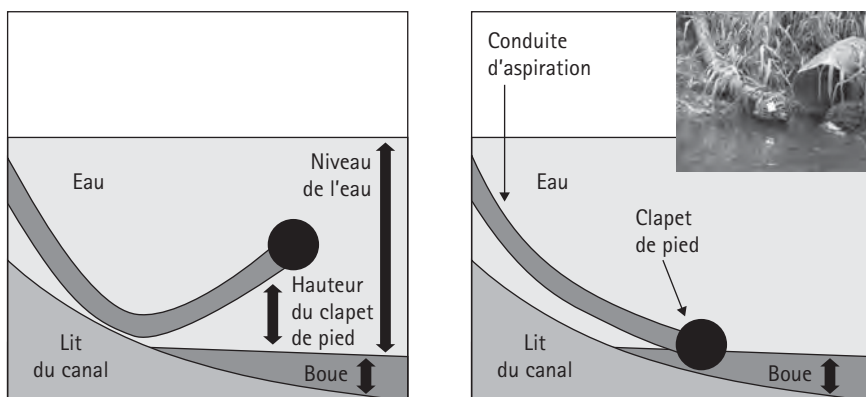
Source : IWMI (International Water Management Institute).

L'eau provenant des canaux d'irrigation le long de la rivière Musi en Inde est pompée dans les champs. Le clapet de pied situé au tuyau d'entrée est généralement lourd, ce qui contribue à maintenir le tuyau en place sous l'eau. Dans plusieurs cas, le tuyau touche la couche de boues dans le canal et les sédiments sont aspirés, augmentant ainsi le risque de contamination aux métaux et aux œufs d'helminthes. Des extrémités de pompe en forme de U (figure 10.7) pourraient réduire ce risque (Luque Ruiz, 2009).

2.2. Méthodes d'irrigation

En ce qui concerne la réduction de la contamination des cultures, de bonnes méthodes d'irrigation devraient minimiser le contact entre les parties comestibles de la plante et l'eau d'irrigation contaminée. Des méthodes d'irrigation aérienne, comme l'aspersion ou avec des arrosoirs, ont le potentiel le plus élevé de transférer des pathogènes à des légumes-feuilles que si l'eau est aspergée sur des parties comestibles et en raison du plus grand déplacement des pathogènes par le biais des aérosols (Pescod, 1992). Des méthodes d'irrigation par submersion et par rigoles épandent l'eau sur la surface et sont moins susceptibles de contaminer des cultures à croissance élevée. Mais pour les cultures basses et les plantes racines, la

Figure 10.7 ÉLÉVATION DES VANNES D'ENTRÉE DES POMPES
HORS DU SÉDIMENT DES CANAUX D'IRRIGATION
PRÈS DE HYDERABAD (INDE)



Source : IWMI (International Water Management Institute).

contamination est toujours élevée. Des techniques localisées, comme l'irrigation au goutte à goutte, ont un transfert minimal de pathogènes à la surface des cultures parce que l'eau est directement appliquée sur les racines (Pescod, 1992).

Plusieurs études se sont penchées sur les effets de l'irrigation par aspersion, au goutte à goutte (à la fois à la surface et sous la surface) et par rigoles sur la contamination des cultures (Armon et coll., 2002 ; Bastos et Mara, 1995 ; El Hamouri et coll., 1996 ; Oron et coll., 2001 ; Solomon et coll., 2002). Des études ont révélé que l'irrigation au goutte à goutte se solde par une contamination comparativement inférieure sur les cultures que l'irrigation par rigoles et par aspersion. Cependant, les systèmes d'irrigation au goutte à goutte, dont la promotion est faite dans les pays développés, sont très dispendieux et sujets au colmatage, puisque l'eau polluée présente généralement des niveaux élevés de turbidité (Capra et Scicolone, 2007 ; Martijn et Redwood, 2005). Néanmoins, des techniques d'irrigation au goutte à goutte à faible coût comme les systèmes d'irrigation au goutte à goutte avec des seaux (figure 10.8) (on peut également utiliser des sacs) ont montré un grand potentiel d'utilisation et d'adoption dans les pays à faible revenu (Kay, 2001). De même que les systèmes plus sophistiqués, les systèmes à faible coût dont, à titre d'exemple, International Development Enterprises (IDE) fait la promotion en Inde, peuvent être ajustés aux dimensions locales des lits de légumes. Des études réalisées au Ghana utilisant des systèmes d'irrigation au goutte à goutte avec des seaux ont montré une réduction plus élevée de la contamination (jusqu'à six unités logarithmiques), notamment pendant la saison sèche (Keraita et coll., 2007b), comparativement aux deux à quatre unités logarithmiques souvent citées (OMS, 2006).

Figure 10.8 **SYSTÈME SIMPLE D'IRRIGATION AU GOUTTE À GOUTTE
FABRIQUÉ EN INDE ET ESSAYÉ AU GHANA POUR LA LAITUE.
DES AJUSTEMENTS SONT NÉCESSAIRES POUR AUGMENTER
LA DENSITÉ DE PLANTATION**



Source : IWMI (International Water Management Institute).

Il n'y a presque pas d'études documentées sur les méthodes d'irrigation traditionnelles ou traditionnelles modifiées comportant des arrosoirs, des seaux, des conteneurs ou cales en argile en ce qui concerne la contamination des cultures. Des études menées au Ghana ont montré un grand potentiel de réduction de la contamination des légumes en modifiant la manipulation des arrosoirs pour réduire les éclaboussures de sols contaminés sur les cultures. Utiliser un arrosoir à pomme (un capuchon avec des trous) et arroser à partir d'une hauteur $< 0,5$ m (figure 10.9) ont réduit les coliformes thermotolérants de 2,5 unités logarithmiques et les helminthes de 2,3 œufs par 100 g de laitue, comparativement à l'utilisation d'un arrosoir sans pomme à partir d'une hauteur > 1 m (Kerita et coll., 2007a). Les changements requis sont très abordables, mais il est nécessaire de mener plus d'études pour vérifier l'efficacité sur différents types de sols et de cultures.

2.3. Calendrier d'application de l'eau

Le choix du moment pour l'irrigation, incluant sa fréquence, n'est pas seulement important pour la réduction des pathogènes, mais aussi pour diminuer la salinité. L'une des mesures de gestion de l'eau sur le terrain les plus largement documentées pour réduire les pathogènes est l'arrêt de l'irrigation quelques jours avant de récolter les cultures. Il en résulte une exposition à des conditions défavorables à la croissance des pathogènes, dont la chaleur, la dessiccation et la lumière du soleil (Shuval et coll., 1986). Des études ont donné certains intervalles de temps de survie potentiels pour les pathogènes sur les cultures, les sols et l'eau dans des

Figure 10.9 TENIR UN ARROSOIR À POMME À UNE FAIBLE HAUTEUR RÉDUIT LA PROJECTION DE SOL DÉJÀ CONTAMINÉ SUR LES RÉCOLTES (KUMASI, GHANA)



Source : IWMI (International Water Management Institute).

climats tempérés et tropicaux (voir le tableau 12.2, chapitre 12, p. 265), tout en identifiant comment les conditions environnementales influencent la survie des pathogènes (Feachem et coll., 1983 ; Shuval et coll., 1986 ; Yates et coll., 1987). En résumé, l'inactivation des pathogènes sur les cultures est plus rapide par temps chaud et ensoleillé que dans des conditions froides, nuageuses ou pluvieuses.

L'OMS (2006) indique un intervalle de mortalité massive des pathogènes de 0,5 à 2 unités logarithmiques par jour entre l'irrigation finale et la consommation, tandis que Fattal et coll. (2004) utilisent trois unités logarithmiques dans leurs modèles d'évaluation des risques. Dans une autre étude, il a été révélé que lorsque des effluents provenant de lits bactériens de 10^6 coliformes thermotolérants par 100 ml ont été utilisés pour irriguer par aspersion des laitues, les concentrations initiales de bactéries indicatrices dépassaient 10^5 coliformes thermotolérants par 100 g de poids frais. À la suite de l'arrêt de l'irrigation, aucune *Salmonella* n'a été détectée après cinq jours, et les niveaux de coliformes thermotolérants après 7 à 12 jours étaient comparables à ceux détectés sur les laitues irriguées avec de l'eau douce (Vaz da Costa-Vargas et coll., 1996). Au Ghana, des études d'essais sur le terrain ont révélé une réduction moyenne quotidienne de 0,65 unité logarithmique de coliformes thermotolérants sur la laitue (Keraita et coll., 2007a). Toutefois, elles

ont également révélé que l'arrêt de l'irrigation dans les climats chauds entraînait des pertes de rendement proportionnellement élevées (1,4 tonne/ha de poids frais) qui pourraient rendre l'adoption de cette méthode par les agriculteurs plus difficile. En effet, à Accra ou à Kumasi, les agriculteurs irriguent la laitue de préférence deux fois par jour, alors que dans la région plus froide d'Addis Abeba, la laitue est irriguée trois fois par semaine, ce qui offre une plus grande possibilité de mortalité massive.

Des réserves ont été émises quant à l'effet de l'arrêt de l'irrigation dans les climats chauds sur certaines cultures, notamment les légumes-feuilles et les laitues qui perdront leur fraîcheur et par conséquent leur valeur sur le marché (Vaz da Costa-Vargas et coll., 1996). Il a été suggéré d'utiliser l'arrêt de l'irrigation pour les cultures fourragères qui n'ont pas besoin d'être récoltées au sommet de leur fraîcheur (Blumenthal et coll., 2000). Une élimination de plus de 99 pour cent de virus détectables a été signalée après une exposition de deux jours à la lumière du soleil, à l'appui des règlements pour un intervalle de temps convenable entre l'irrigation et la manipulation des cultures ou la saison de pâturage (Feigin et coll., 1991). La mise en pratique peut s'avérer difficile particulièrement là où la culture des légumes est une activité informelle et non réglementée, comme c'est le cas dans de nombreux pays à faible revenu. De plus, dans les pays comme le Ghana, où les agriculteurs ne commercialisent pas les légumes qu'ils produisent, mais attendent plutôt la visite des commerçants qui choisissent les cultures qu'ils souhaitent acheter, il faudra prendre des arrangements spéciaux avec les commerçants pour bien déterminer le moment opportun pour cette mesure (Keraita et coll., 2007a).

■ 3. SÉLECTION DES CULTURES

Certaines cultures sont plus sujettes à la contamination par les pathogènes que d'autres. Par exemple, les cultures dont les parties comestibles sont davantage exposées aux sols contaminés et à l'eau d'irrigation comme les légumes-feuilles ou les cultures racines (par exemple les carottes) seront plus enclines à la contamination par des pathogènes. L'OMS, dans ses directives relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture, recommande des restrictions pour les cultures, notamment pour celles mangées crues (OMS, 2006). Néanmoins, un changement dans le type de cultures plantées n'est possible seulement que si la valeur sur le marché des cultures de substitution est similaire. Des restrictions relatives aux cultures peuvent être difficiles à mettre en œuvre si les conditions nécessaires comme le respect de la loi, la pression du marché et la demande pour des légumes plus propres ne sont pas en place. Ainsi, bien qu'il y ait eu des projets réussis de restrictions relatives aux cultures en Inde, au Mexique, au Pérou et au Chili (Blumenthal et coll., 2000; Buechler et Devi, 2003), cela s'est avéré impossible dans d'autres pays où l'irrigation avec des eaux usées est informelle, comme c'est le cas en Afrique subsaharienne.

■ 4. ZONES AGRICOLES DE REMPLACEMENT OU EAUX D'IRRIGATION PLUS SÛRES

L'utilisation d'eaux usées pourrait diminuer si les autorités avaient la possibilité d'offrir aux agriculteurs une eau d'irrigation plus sûre, ou d'autres endroits où l'eau n'est pas polluée. Par exemple, à Accra, au Ghana, l'eau souterraine a été trouvée à une profondeur opportune pour les pompes à pédale, mais l'eau était saline en raison d'une intrusion de sel provenant de la mer. Dans d'autres villes, le niveau de l'eau souterraine était trop profond (plus de 15 m) dans de nombreux sites pour que le forage de puits soit une option économique pour les agriculteurs. Cependant, le ministère de l'Alimentation et de l'Agriculture du Ghana a élargi son initiative nationale afin d'appuyer l'irrigation à petite échelle et a commencé le forage de puits dans plusieurs sites d'agriculture urbaine. Cette stratégie d'atténuation des risques a apparemment été couronnée de succès au Bénin, où les autorités des villes de Cotonou et de Seme-Kpodji, de même que différents ministères nationaux, ont convenu d'allouer environ 400 ha de terres agricoles de remplacement aux agriculteurs urbains. Le nouveau site a une eau souterraine non saline et peu profonde qu'on peut facilement recueillir à l'aide d'une pompe à pédale pour l'irrigation en toute saison. Environ 1 000 agriculteurs ont déclaré leur intérêt pour déménager dans ce site périurbain malgré sa distance des marchés urbains (Drechsel et coll., 2006).

■ 5. ACCROÎTRE L'ADOPTION DE MESURES DE RÉDUCTION DES RISQUES

De nombreuses initiatives pour s'attaquer aux risques sanitaires associés à l'irrigation avec des eaux usées dans les pays à faible revenu sont toujours au niveau de l'évaluation des risques ou en phase pilote. Pour obtenir l'effet souhaité, les mesures recommandées doivent être intégrées aux pratiques agricoles de routine. Dans cette section, les expériences pratiques de certaines approches sont partagées en s'appuyant sur plusieurs projets interdépendants sur les eaux usées menés au Ghana entre 2004 et 2009. Ceux-ci étaient appuyés par le Projet de partage des connaissances en recherche du Groupe consultatif pour la recherche agricole internationale (GCGRI). Plus de détails et de leçons se trouvent dans les chapitres 16 et 17.

5.1. Partage des connaissances innovatrices

Le projet au Ghana a favorisé et facilité le partage des connaissances entre les agriculteurs et entre les agriculteurs et les scientifiques. Les résultats de recherche ont été synthétisés selon les souhaits exprimés par le service de vulgarisation pour les rendre aussi conviviaux que possible. Les documents illustraient les pratiques d'irrigation plus sécuritaires et ont été traduits dans différentes langues régionales. Ils comprenaient du matériel de formation (radio et vidéo) pour les bureaux de vulgarisation et les agriculteurs, ainsi que des chevalets à feuilles mobiles et des

affiches illustrées. De plus, dans le cadre du projet, des modules sont préparés pour des stages de pratique de terrain destinés aux agriculteurs afin de leur montrer de manière efficace les meilleures pratiques. La préparation des modules a été financée par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) avec la participation des représentants des agriculteurs, des vulgarisateurs du ministère de l'Alimentation et de l'Agriculture ainsi que des spécialistes de la communication. Pour accroître la communication à travers le circuit, c'est-à-dire depuis la production jusqu'à la table du consommateur, toutes les parties prenantes ont pris part à ce qu'on appelle la « tournée de présentation », leur permettant de suivre les cultures depuis les champs jusqu'à la cuisine pour identifier les sources de risques et les options pour réduire ces risques, d'en discuter, et de comprendre la nécessité d'une approche à barrières multiples.

5.2. Obtenir la participation des autorités

Il est également important d'obtenir la participation des autorités locales et des ministères gouvernementaux concernés dès le stade initial. Au Ghana, les autorités locales, le ministère de l'Alimentation et de l'Agriculture, le secteur privé intéressé par l'hygiène alimentaire et d'autres organismes concernés tels les organismes de réglementation de l'hygiène alimentaire ont participé au projet. Certains d'entre eux participaient en tant que partenaires de recherche, d'autres coordonnaient les séances de formation qui intégraient les résultats du projet, et d'autres étaient tenus à jour par le biais de résumés des politiques et d'une participation aux réunions de projet. Cette dernière catégorie touche plus particulièrement les organismes qui établissent les politiques et les règlements pour l'utilisation des eaux usées, et qui contribuent à l'institutionnalisation des pratiques sécuritaires. Ils ont aussi comme mandat d'offrir des services de vulgarisation aux agriculteurs. La diffusion des meilleures pratiques élaborées pendant le projet s'effectuera par les vulgarisateurs du ministère de l'Alimentation et de l'Agriculture. L'objectif consiste à intégrer des pratiques d'irrigation plus sécuritaires dans le programme de vulgarisation et de formation du ministère.

5.3. Association avec d'autres projets

Les projets de réutilisation des eaux usées devraient également être associés à d'autres projets pertinents ou projets gouvernementaux qui ont les mêmes objectifs. Ces projets pourraient inclure les programmes gouvernementaux de réduction de la pauvreté pour les populations urbaines pauvres, des initiatives pour la sécurité alimentaire urbaine, des programmes nutritionnels qui mettent l'accent sur la consommation de légumes verts, des programmes de santé et des révisions des politiques courantes. Au Ghana, les résultats du projet ont influencé la Politique de l'irrigation initiée en 2008 et la révision en cours des règlements administratifs agricoles dans la capitale, Accra. Puisque les eaux usées constituent seulement une des voies par lesquelles les maladies associées aux excréta sont

transmises dans les communautés pauvres, de meilleures pratiques d'irrigation pourraient ne pas avoir beaucoup d'effets sur l'apparition d'infections intestinales si les installations sanitaires ou l'hygiène demeurent inchangées. Dans de tels cas, associer le lavage des légumes à une campagne de lavage des mains pourrait s'avérer très rentable.

5.4. Mesures incitatives

Pour accroître l'adoption de pratiques plus sécuritaires quant à la réutilisation des déchets, les agriculteurs auront besoin d'une certaine forme d'incitation. Cela concerne la plupart des changements de comportement, mais plus particulièrement les situations où les pratiques recommandées comportent une hausse des interventions, comme le travail personnel. Les études ont montré que les gens seront plus susceptibles d'adopter des innovations s'ils en retirent des avantages directs pour eux-mêmes plutôt que pour la population générale (Frewer et coll., 1998). À cet effet, les mesures incitatives sont d'autant plus importantes, car les principaux bénéficiaires ne sont pas les agriculteurs, mais les consommateurs de leurs produits (les légumes exotiques cultivés sont à vendre et non destinés à la consommation des agriculteurs). La motivation la plus évidente pour les agriculteurs d'adopter des pratiques sécuritaires serait d'obtenir des retombées économiques plus élevées pour des légumes plus sécuritaires. S'il existe une demande pour un marché connexe, des groupes de producteurs pourraient être encouragés à vendre leurs produits à l'extérieur des réseaux de vente existants pour éviter de mélanger les produits hygiéniques aux non hygiéniques. Cela pourrait se faire en reliant directement les agriculteurs aux grands groupes de consommateurs comme les hôtels et des points de vente désignés de produits hygiéniques dans les marchés et supermarchés, ou les hôtels. D'autres mesures incitatives pourraient comprendre l'appui d'institutions gouvernementales, comme l'offre de services de vulgarisation pour assurer la formation des agriculteurs, des prêts, des récompenses et la sécurité d'occupation. Des normes de certification et d'étiquetage pourraient être les mesures à moyen terme. Les médias devraient être des partenaires dans ces efforts pour promouvoir les bonnes pratiques et pour reconnaître les agriculteurs progressistes. Plus de détails sont présentés au chapitre 16.

■ 6. CONCLUSIONS

Les mesures mises en œuvre aux champs peuvent contribuer à la réduction des risques sanitaires découlant de l'agriculture irriguée pour les consommateurs. Ces mesures devraient jouer un rôle complémentaire au traitement des eaux usées et aux autres mesures post-récolte pour réduire de façon globale les risques associés à l'irrigation avec des eaux usées. Malheureusement, les mesures mises en œuvre aux champs n'ont pas encore reçu l'attention nécessaire dans la recherche,

probablement en raison de la place importante traditionnellement accordée au traitement conventionnel des eaux usées comme étant la meilleure solution pour la protection de la santé. Bien que de nombreux principes de traitement des eaux usées puissent aussi être utilisés à l'échelle des champs, l'essai sur le terrain de ces mesures est rare et leur potentiel de réduction des risques sanitaires est relativement inconnu ou pas encore entièrement prouvé. Il y a un besoin urgent pour les scientifiques de travailler avec les agriculteurs en vue d'adapter les technologies et d'améliorer leur efficacité dans l'élimination des pathogènes.

Des évaluations fournissant des preuves quant à la réduction des risques sanitaires sont également nécessaires. Celles-ci sont particulièrement importantes et urgentes dans les régions à risque élevé, comme l'agriculture urbaine dans les pays en développement, où les agriculteurs n'ont souvent pas d'autre choix que d'utiliser des eaux usées non traitées pour l'irrigation. Un défi majeur pour encourager l'adoption de mesures mises en œuvre aux champs est qu'elle requiert des changements de comportement sans avantages apparents et directs. Cela nécessite des systèmes incitatifs qui peuvent varier du soutien de la demande du marché au marketing social. Cela exige également que les agriculteurs aient des connaissances sur les risques sanitaires et qu'ils puissent recevoir une aide institutionnelle, comme le service de vulgarisation.

Les options de mesures mises en œuvre aux champs afin de réduire les risques pour la santé présentées ici sont biaisées par les expériences acquises en Afrique occidentale. Là-bas, des arrosoirs sont largement utilisés dans la production maraîchère urbaine alors que dans d'autres régions, comme en Afrique orientale, la topographie favorise des réseaux à écoulement par gravité et des systèmes d'irrigation par submersion. Laquelle des mesures s'adapte (seule ou combinée) à une situation donnée dépendra des caractéristiques et des pratiques locales. Des études plus approfondies sont nécessaires pour traiter d'autres systèmes et cultures d'irrigation des petits exploitants en vue d'élaborer de nouvelles mesures, ou d'adapter celles présentées ici.

■ RÉFÉRENCES

- Armon, R. et coll. (2002). « Surface and subsurface irrigation with effluents of different qualities and presence of *Cryptosporidium* oocysts in soil and on crops », *Water Science and Technology*, vol. 46, n° 3, p. 115-122.
- Athyde-Junior, G. B. et coll. (2000). « Faecal coliform die-off in wastewater storage and treatment reservoirs », *Water Science and Technology*, vol. 42, n° 10, p. 139-147.
- Bastos, R. K. X. et D. D. Mara (1995). « The bacterial quality of salad crops drip and furrow irrigated with waste stabilization pond effluent: An evaluation of WHO Guidelines », *Water Science and Technology*, vol. 12, p. 425-430.

- Blumenthal, U. J. et coll. (2000). *Guidelines for Wastewater Reuse in Agriculture and Aquaculture: Recommended Revisions Based on New Research Evidence*, Tâche n° 68, Partie 1, WELL Study, École d'hygiène publique et de médecine tropicale de Londres, Loughborough, Londres/Université de Loughborough.
- Buechler, S. et G. Devi (2003). « Household food security and wastewater dependent livelihood activities in Andhra Pradesh, India », document de référence non publié préparé pour les directives de l'OMS (2006).
- Capra, A. et B. Scicolone (2007). « Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems », *Journal of Cleaner Production*, vol. 15, p. 1529-1534.
- Cifuentes, E. et coll. (2000). « Health risk in agricultural villages practicing wastewater irrigation in Central Mexico: Perspectives for protection », dans I. Chorus et coll. (dir.), *Water Sanitation and Health*, Londres, IWA Publishing, p. 249-256.
- Clemett, A. E. V. et J. H. J. Ensink (2006). « Farmer driven wastewater treatment: A case study from Faisalabad, Pakistan », *Conference Proceedings from the 32nd WEDC International Conference on Sustainable Development of Water Resources, Water Supply and Environmental Sanitation*, Colombo, WEDC.
- Curtis, T. P., D. D. Mara et S. A. Silva (1992). « Influence of pH, oxygen and humid substances on ability of sunlight to damage faecal coliforms in waste stabilization ponds », *Applied Environmental Microbiology*, vol. 58, p. 1335-1343.
- Drechsel, P. et coll. (2006). *Informal Irrigation in Urban West Africa: An Overview*, Research Report, n° 102, Colombo, IWMI, <http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/IWMI_Reports/PDF/pub102/RR102.pdf>.
- Drechsel, P. et coll. (2008). « Reducing health risks from wastewater use in urban and peri-urban Sub-Saharan Africa: Applying the 2006 WHO Guidelines », *Water Science and Technology*, vol. 57, n° 9, p. 1461-1466.
- El Hamouri, B. et coll. (1996). « Use of wastewater for crop production under arid and saline conditions: Yield and hygienic quality of crop and soil contaminations », *Water Science and Technology*, vol. 33, n°s 10-11, p. 327-334.
- Ensink, J. H. J. et coll. (2006). « Wastewater use in India: The impact of irrigation weirs on water quality and farmer health », *Conference Proceedings from the 32nd WEDC International Conference on Sustainable Development of Water Resources, Water Supply and Environmental Sanitation*, WEDC, Colombo.
- Fattal, B., Y. Lampert et H. Shuval (2004). « A fresh look at microbial guidelines for wastewater irrigation in agriculture: A risk-assessment and cost-effectiveness approach », dans C. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing, p. 59-68.
- Feachem, D. G. et coll. (1983). *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*, Bath, John Wiley and Sons.
- Feigin, A., I. Ravina et J. Shalhevet (1991). *Irrigation with Treated Sewage Effluent: Management for Environmental Protection*, Heidelberg, Springer Verlag.
- Frewer, L. J., C. Howard et R. Shepherd (1998). « Understanding public attitudes to technology », *Journal of Risk Research*, vol. 1, n° 3, p. 221-235.
- Hoek, W. van der et coll. (2002). *Urban Wastewater: A Valuable Resource for Agriculture*, International Water Management Institute Research Report, n° 63, Colombo, IWMI.
- Hoek, W. van der et coll. (2005). « Skin diseases among people using urban wastewater in Phnom Penh », *Urban Agriculture Magazine*, vol. 14, p. 30-31.
- IWMI (2008). *Health Risk Reduction in a Wastewater Irrigation System in Urban Accra, Ghana*, <http://www.youtube.com/watch?v=f_EnUGa_GdM>.

- Jiménez, B. et T. Asano (2008). *Water Reuse: An International Survey, Contracts, Issues and Needs around the World*, Londres, IWA Publishing, 648 p.
- Juanicó, M. et I. Dor (1999). *Hypertrophic Reservoirs for Wastewater Storage and Reuse: Ecology, Performance, and Engineering Design*, Heidelberg, Springer Verlag.
- Juanicó, M. et A. Milstein (2004). «Semi-intensive treatment plants for wastewater reuse in irrigation», *Water Science and Technology*, vol. 50, n° 2, p. 55-60.
- Kay, M. (2001). *Smallholder Irrigation Technology: Prospects for Sub Saharan Africa*, Rome, IPTRID, FAO.
- Keraita, B., P. Drechsel et F. Konradsen (2008a). «Using on-farm sedimentation ponds to reduce health risks in wastewater irrigated urban vegetable farming in Ghana», *Water Science and Technology*, vol. 57, n° 4, p. 519-525.
- Keraita, B., P. Drechsel et F. Konradsen (2008b). «Potential of simple filters to improve microbial quality of irrigation water used in urban vegetable farming in Ghana», *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, vol. 43, p. 749-755.
- Keraita, B. et coll. (2007a). «Reducing microbial contamination on lettuce by cessation of irrigation before harvesting», *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, n° 2, p. 8-14.
- Keraita, B. et coll. (2007b). «Effect of low-cost irrigation methods on microbial contamination of lettuce», *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, n° 2, p. 15-22.
- Luque Ruiz, F. J (2009). «Investigation of methods to reduce cadmium and helminth eggs in irrigated wastewater», mémoire de M. Sc. (sciences, politiques et gestion de l'eau), Oxford, Université d'Oxford.
- Mara, D. D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*, Londres, Earthscan.
- Mara, D. D. et coll. (1996). *Wastewater Storage and Treatment Reservoirs in Northeast Brazil*, TPHE Research Monograph, n° 12, Leeds, Université de Leeds, Département du génie civil.
- Martijn, E. et M. Redwood (2005). «Wastewater irrigation in developing countries – Limitations for farmers to adopt appropriate practices», *Irrigation and Drainage*, vol. 54, p. 63-S70.
- McCorrick, P. G., A. Hijazi et B. Sheikh (2004). «From wastewater reuse to water reclamation: Progression of water reuse standards in Jordan», dans C. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing, p. 113-125.
- Metcalf et Eddy, Inc. (1995). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, New York, McGraw-Hill, 1819 p.
- Morel, A. et S. Deiner (2006). *Greywater Management in Low and Medium Income Countries: A Review of Different Treatment Systems for Households or Neighborhoods*, Dübendorf, EAWAG.
- OMS (2000). *Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report*, Genève et New York, Organisation mondiale de la santé (OMS)/Fonds des Nations Unies pour l'enfance (UNICEF).
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Oron, G. et coll. (2001). «Secondary wastewater disposal for crop irrigation with minimal risks», *Water Science and Technology*, vol. 43, n° 10, p. 139-146.
- Pescod, M. B. (dir.) (1992). *Wastewater Treatment and Use in Agriculture*, Irrigation and Drainage Paper 47, Rome, FAO.
- Raschid-Sally, L. et P. Jayakody (2008). «Drivers and characteristics of wastewater agriculture in developing countries: Results from a global assessment, Colombo, Sri Lanka», *IWMI Research Report 127*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau.

- Shuval, H. I. et coll. (1986). *Wastewater Irrigation in Developing Countries: Health Effects and Technical Solutions*, World Bank Technical Paper, n° 51, Washington, Banque mondiale.
- Solomon, E. B., C. J. Potenski et K. R. Matthews (2002). « Effect of irrigation method on transmission to and persistence of *Escherichia coli* O157:H7 on lettuce », *Journal of Food Protection*, vol. 65, n° 4, p. 673-676.
- Sperling, M. von, R. K. X. Bastos et M. T. Kato (2004). « Removal of *E. coli* and helminth eggs in UASB-polishing pond systems », *Water Science and Technology*, vol. 51, n° 12, p. 91-97.
- Stevik, T. K. et coll. (2004). « Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media », *Water Research*, vol. 38, p. 1355-1367.
- Vaz da Costa-Vargas, S., R. K. X. Bastos et D. D. Mara (1996). *Bacteriological Aspects of Wastewater Irrigation*, Département de génie civil, génie sanitaire en santé publique tropicale, Leeds, Université de Leeds.
- Yates, M. V. et coll. (1987). « Modeling virus survival and transport in the subsurface », *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 1, p. 329-345.

Page Laissée Vide Intentionnellement

Mesures mises en œuvre aux champs pour réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement liés aux constituants chimiques des eaux usées

Robert Simmons, Manzoor Qadir et Pay Drechsel

■ RÉSUMÉ

Il existe un déséquilibre important entre le nombre de publications décrivant les effets potentiels et actuels pour l'environnement et la santé des eaux usées contaminées par des produits chimiques, et les rapports soulignant les options concrètes pour minimiser les risques associés là où il n'y a pas de traitement conventionnel des eaux usées. Cet écart concerne davantage les contaminants inorganiques et organiques que l'excès de sels ou d'éléments nutritifs. Ce chapitre décrit quelques-unes des options disponibles qui pourraient être envisagées à l'intérieur et autour des champs, en ce qui concerne les métaux lourds, les sels, les excès d'éléments nutritifs et les contaminants organiques. L'accent est mis sur les options à faible coût applicables aux pays en développement. Bien que de telles mesures puissent réduire les effets négatifs jusqu'à un certain point, il demeure essentiel d'assurer le remplacement de produits chimiques dangereux dans les processus de production ; que les eaux usées industrielles soient traitées à la source ou séparées des autres cours d'eaux usées utilisés à des fins d'irrigation ; et que les taux d'épandage d'engrais et les subventions possibles connexes soient ajustés pour éviter la surfertilisation.

■ INTRODUCTION

Là où l'irrigation avec des eaux usées non traitées, partiellement traitées ou diluées ne peut pas être évitée, ou là où elle est courante, des répercussions négatives sur les cultures irriguées, les sols et l'eau souterraine qui peuvent avoir une incidence sur la santé humaine et sur l'environnement sont très probables (Ayers et Westcot, 1985 ; Murtaza et coll., 2009 ; Pescod, 1992 ; Pettygrove et Asano, 1985 ; OMS, 2006b). Plusieurs chapitres de ce livre portent sur le danger des pathogènes, sur les évaluations des risques connexes et leur atténuation. Le présent chapitre met l'accent sur les contaminants non pathogènes. Comme indiqué dans le chapitre 6, outre les produits chimiques organiques, les débris et les solutés, des composants non pathogènes des eaux d'irrigation polluées peuvent comporter un éventail d'éléments qui peuvent être des éléments fertilisants essentiels, des sels ou métaux et non-métaux indésirables à des concentrations toxiques, selon leur teneur et leur solubilité.

Les concentrations élevées de constituants chimiques dont il faut s'occuper dans les milieux irrigués avec des eaux usées peuvent être grossièrement divisées en :

- métaux et métalloïdes, notamment le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le zinc (Zn), le plomb (Pb), l'arsenic (As), le sélénium (Se), le mercure (Hg), le cuivre (Cu) et le manganèse (Mn) ;
- éléments nutritifs comme l'azote (N), le phosphore (P), le potassium (K), le calcium (Ca) et le magnésium (Mg), qui, en concentrations élevées, peuvent supprimer d'autres éléments nutritifs ou nuire à la croissance végétale et à la vie aquatique ;
- sels et espèces ioniques spécifiques comme le sodium (Na), le bore (B) et le chlorure (Cl) ;
- polluants organiques persistants (POP) comme les pesticides et ce qu'on appelle les contaminants émergents, comme les produits pharmaceutiques résiduels, les composés perturbateurs endocriniens et les résidus actifs des produits d'hygiène personnelle.

Pour éviter des effets négatifs potentiels, les options conventionnelles de traitement des eaux usées, qui peuvent contrôler la libération de la plupart de ces contaminants dans l'environnement, continuent d'être la clé pour protéger la qualité de l'eau pour des utilisations bénéfiques, notamment l'agriculture.

En théorie, on pourrait s'attendre qu'avec un développement économique et une industrialisation accrue, les normes, règlements et capacités de traitement vont connaître une croissance concomitante, permettant ainsi à une société à chaque étape de développement de traiter ses propres déchets. Cependant, il y a plusieurs chemins de développement et la croissance de chaque secteur de l'économie n'est pas toujours la même. Les économies, ou les marchés dits émergents, sont un bon exemple de ce processus. La Chine, l'Inde, le Pakistan et le

Mexique comptent parmi les plus grands pays de ce groupe, mais ils sont aussi les pays les plus souvent cités en matière de pollution industrielle de l'eau à grande échelle et d'irrigation avec de l'eau très polluée (Jiménez et Asano, 2008). De nombreux autres pays à faible revenu présentent, sur une plus petite échelle, des défis similaires dans des secteurs industriels émergents ou des activités minières alors que les capacités institutionnelles, techniques et de réglementation pour le traitement des eaux usées ne sont pas encore en place. Le résultat est une situation dans laquelle non seulement les contaminants microbiologiques, mais aussi des effluents industriels, posent un danger pour les agriculteurs et les consommateurs d'aliments irrigués avec des eaux usées. Les effets environnementaux et sanitaires connexes possibles sont décrits dans un éventail de documents (Abaidoo et coll., 2009; Hamilton et coll., 2007; Stevens et McLaughlin, 2006), mais ils n'abordent généralement que brièvement ce qui pourrait être fait lorsqu'il n'y a pas d'installations de traitement conventionnel appropriées. Ce chapitre tente de combler l'écart en faisant ressortir certaines options pour les contaminants non pathogènes, dont les sels.

■ 1. MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES

Tous les métaux potentiellement toxiques sont naturellement présents dans l'environnement en quantités infimes et sont ingérés par le biais des aliments, de l'eau et de l'air. Le corps humain a la capacité de faire face à ces niveaux naturels. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a établi des directives sur la consommation admissible de différentes toxines (OMS, 2006a) et des consignes sur les valeurs dans l'eau d'irrigation (OMS, 2006b). Plusieurs de ces métaux et métalloïdes sont particulièrement préoccupants en raison de leurs effets nuisibles sur la productivité agricole, de même que sur l'environnement et la santé humaine. Dans une revue sur l'utilisation des eaux usées dans l'industrie de production horticole australienne, Hamilton et coll. (2005) ont classé les métaux potentiellement phytotoxiques en quatre groupes selon leur rétention dans le sol, leur translocation dans les plantes, leur phytotoxicité et leur risque potentiel pour la chaîne alimentaire (tableau 11.1). Ils ont classé le cadmium, le cobalt, le sélénium et le molybdène comme posant le plus grand risque pour la santé humaine et animale parce qu'ils peuvent s'accumuler dans les cultures sans les endommager. En effet, les symptômes visibles de toxicité varient d'une plante à l'autre, même si elles contiennent des concentrations élevées de métaux et de métalloïdes toxiques (Clemens, 2001). Les nouvelles directives de l'OMS considèrent aussi le cadmium comme particulièrement préoccupant en raison de ses niveaux élevés de toxicité et de bioaccumulation dans les cultures (OMS, 2006b).

Des métaux comme le cadmium, le mercure et le plomb n'ont pas de fonctions essentielles, mais ils sont nuisibles, même en petites quantités, pour les plantes, les animaux et les humains, et ils s'accumulent en raison de leur longue demi-vie biologique (Goethberg et coll., 2002). D'autres métaux et métalloïdes,

Tableau 11.1 CLASSIFICATION DE LA BIODISPONIBILITÉ DES MÉTAUX

Groupe	Métaux	Adsorption dans le sol	Phytotoxicité	Risque pour la chaîne alimentaire
1	Ag, Cr, Sn, Ti, Y et Zr	Faible solubilité et forte rétention dans le sol	Faible	Peu de risque, car ils ne sont pas incorporés par les plantes
2	As, Hg et Pb	Matières colloïdales fortement adsorbées	Les racines des plantes, mais pas du sol aux pousses ; phytotoxiques à des concentrations élevées	Ils posent des risques minimaux à la chaîne alimentaire des humains
3	B, Cu, Mn, Mo, Ni et Zn	Moins fortement adsorbés par le sol que les groupes 1 et 2	Facilement incorporés par les plantes et phytotoxiques à des concentrations qui posent peu de risques pour la santé des humains	Théoriquement, la «barrière sol-plante» protège la chaîne alimentaire de ces éléments
4	Cd, Co, Mo et Se	Adsorption inférieure aux autres métaux	Ils posent des risques pour la santé des humains ou des animaux à des concentrations dans le tissu végétal qui ne sont généralement pas phytotoxiques	Bioaccumulation à travers le sol, les plantes et la chaîne alimentaire animale

Source : D'après Hamilton et coll. (2005).

comme le manganèse, le zinc, le bore et le cuivre sont des oligo-éléments essentiels en petites concentrations, mais ils sont dangereux pour les cultures en concentrations élevées. Certains, comme le cuivre et le zinc, deviennent toxiques chez les plantes avant qu'ils atteignent des concentrations suffisamment élevées pour être toxiques chez les humains. Les plantes fonctionnent ainsi comme une barrière qui atténue les risques potentiels pour la santé (Hamilton et coll., 2005 ; Johnson, 2006).

Bien que le traitement des eaux usées constitue la meilleure option pour gérer les eaux usées dans l'agriculture, les coûts associés aux technologies axées sur l'ingénierie pour le traitement des eaux usées sont prohibitifs pour la plupart des pays en développement. Même là où les installations de traitement des eaux usées sont financées à l'externe, elles traitent habituellement uniquement une petite portion des eaux usées produites et, selon leur type, peuvent faire face à d'importants problèmes d'entretien. Néanmoins, certaines mesures mises en œuvre aux champs et options de traitement à faible coût peuvent réduire le risque pour l'environnement et la santé humaine (OMS, 2006b).

Les étapes clés à suivre sont :

- identifier quelles régions géographiques présentent des risques élevés en considérant les sources potentielles de métaux ;
- faire des tests avec un contrôle qualité des échantillons de sols et de plantes pour vérifier le niveau de risque ;

- identifier d'autres variétés des mêmes cultures souhaitées qui incorporent le moins de métaux ou qui convertissent les toxines sous formes moins toxiques lorsque les cultures ont lieu dans des régions à risque élevé ;
- élaborer des stratégies d'irrigation, de fertilisation et de gestion des résidus qui contribuent à minimiser l'incorporation des métaux par les plantes ;
- recommander la production d'autres cultures avec des risques moins élevés pour la santé (restrictions relatives aux cultures) si les mesures mentionnées plus haut ne réussissent pas à protéger les humains ;
- établir un zonage des régions touchées pour l'utilisation non agricole des terres ou pour des terres à réhabiliter.

La plupart des connaissances portent sur cette dernière option et sur les sites contaminés par les industries dans les pays développés, où les terres concernées ont une grande valeur et où les coûts de remédiation sont payés par le pays ou le pollueur. Dans ces situations, des options d'ingénierie *in situ* et *ex situ* sont appliquées (tableau 11.2).

Cependant, compte tenu des contraintes économiques des pays en développement et des stratégies mises en œuvre aux champs visant à traiter la contamination des eaux usées induite par les métaux et métalloïdes, les options viables de réduction des risques peuvent être classées comme suit :

- Des traitements fondés sur les sols avec des amendements non toxiques pour former des complexes insolubles de métaux et métalloïdes, rendant leur disponibilité à de faibles concentrations dans la zone racinaire.
- Des stratégies à base de plantes pour les sols et les eaux contaminés avec des métaux et métalloïdes par le biais de la culture d'espèces spécifiques de plantes capables d'accumuler les espèces ioniques ciblées dans leurs pousses, les retirant ainsi du sol ou de l'eau. Ces mécanismes comprennent la phytoremédiation (y compris l'hyperaccumulation et le phytominage), la phytoextraction induite et l'utilisation de cultures transgéniques.

Tableau 11.2 OPTIONS D'INGÉNIERIE *IN SITU* ET *EX SITU* ADOPTÉES POUR LES SOLS RÉHABILITÉS CONTAMINÉS PAR DES MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES

Élément	Méthode, traitement, amendement	Références
Cd, Zn, As, Ti, Pb, Cu, Cr	Retrait et remplacement du sol contaminé	limura (1981)
	Confinement : couvercles, barrières verticales, etc.	USEPA (1997)
	Solidification et stabilisation : à base de ciment, microencapsulation par des polymères, vitrification	Dutré et coll. (1998) USEPA (1997)
	Séparation et concentration : lavage des sols, curage du sol à l'eau	USEPA (1997)
	Électrocinétique	Virkutyte et coll. (2002)
Cd, Mn, Ti, Cr Cd, Cu, Pb, Zn	Immobilisation par hyperfréquence	Abramovitch et coll. (2003)
	Pré-traitement par suphuidisation et dans une cellule de flottation Denver	Vanhuynne et Maes (2002)

1.1. Traitements fondés sur les sols

Hamilton et coll. (2007) décrivent l'augmentation des concentrations totales de métaux lourds dans les sols irrigués avec des eaux d'égout pendant plus d'un siècle. Les auteurs ont aussi découvert une hausse des formes potentiellement biodisponibles des métaux. Cependant, les auteurs indiquent également que le tissu végétal montrait des concentrations relativement faibles, puisque les métaux étaient fortement absorbés dans le sol. Il est possible de diriger les processus qui limitent la solubilité et la disponibilité des plantes aux métaux lourds et aux métalloïdes des sols, par exemple par l'utilisation d'amendements des sols, notamment le gypse, la chaux (CaCO_3), les matériaux phosphatés, le fer aqueux et les oxydes de manganèse, les minéraux argileux et les matières organiques (tableau 11.3).

Ces amendements se sont avérés capables d'immobiliser les métaux et métalloïdes par le biais de :

- la formation de minéraux phosphatés métalliques insolubles ;
- la sorption des contaminants sur des surfaces d'échange de fer et d'oxydes de manganèse, la co-précipitation et la formation de composés contaminants de fer et de manganèse ;
- la sorption de contaminants sur les surfaces d'échange de matières organiques comprenant du fumier, du compost et des boues ;
- la sorption des contaminants sur des surfaces d'échange minérales ou l'incorporation dans la structure minérale des zéolites, des aluminosilicates naturels et des sous-produits d'aluminosilicates.

Les amendements mentionnés ci-dessus forment des complexes insolubles de métaux et métalloïdes, réduisant leur disponibilité à de faibles concentrations dans la zone racinaire et réduisant leur assimilation par les plantes (Hussain, 2000; Zhu et Alva, 1993).

Bien qu'une gestion fondée sur les sols par le biais d'ajout d'amendements pour immobiliser les métaux et métalloïdes offre de grandes possibilités pour minimiser la biodisponibilité des éléments, les limites pratiques doivent être considérées. Ces dernières incluent la gestion de sites co-contaminés par plusieurs éléments ; le coût et la disponibilité des amendements ; le coût de programmes de contrôle à long terme ; et le caractère approprié de conditions pédologiques et climatiques précises. Des précautions doivent également être prises dans la phase post-gestion, particulièrement si le site est exposé à de l'eau acide (pH faible) qui peut transformer des complexes insolubles en formes solubles.

1.2. Traitements fondés sur les plantes

Les sols contaminés avec des métaux et métalloïdes peuvent être améliorés à l'aide de certaines espèces végétales. Cette approche est largement connue sous le nom de phytoremédiation (Chaney et coll., 2007 ; Cunningham et coll., 1995 ;

Tableau 11.3 AMENDEMENTS DES SOLS UTILISÉS POUR L'IMMOBILISATION *IN SITU* DE MÉTAUX ET MÉTALLOÏDES

Élément	Méthode, traitement, amendement	Références
Pb	Hydroxyapatite (HA)	Chlopecka et Adriano (1997) ; Zhu et coll. (2004)
Cd	Biosolides alcalins, biosolides stabilisés par la chaux	Brown et coll. (2001) ; Wong et coll. (2004)
Cd/Zn	Sépiolite	Alvarez-Ayuso et García-Sánchez (2003)
Ti, Zn, Cd, Mn, Pb, Hg et Co	Zéolite (naturelle et synthétique)	Chlopecka et Adriano (1997) ; García-Sánchez et coll. (1999) ; Haidouti (1997) ; Malliou et coll. (1994) ; Oste et coll. (2002)
Pb	Acide phosphorique (H_3PO_4) et phosphate de calcium dihydrogène ($Ca(H_2PO_4)_2$)	Brown et coll. (2004) ; Chen et coll. (2003) ; Melamed et coll. (2003)
Cd et Pb	Sous-produit de déchet d'oxyde de fer	Chlopecka et Adriano (1997)
Cd, Pb et Zn	Phosphate de diammonium (DAP)	McGowen et coll. (2001)
Pb	Roche phosphatée	Basta et coll. (2001) ; Hettiarachchi et coll. (2001)
Pb, Cd et Zn	Superphosphate triple	Hettiarachchi et coll. (2001) ; Hettiarachchi et Pierzynski (2002)
Cd, Pb et Zn	Argile phosphatée	Singh et coll. (2001)
Pb	Oxyde de manganèse	Hettiarachchi et Pierzynski (2002)
Cd	Chaulage	McLaughlin et Singh (1999)
Cr (Cr(VI))	Amendements organiques	Bolan et coll. (2003)
réduction à Cr(III))		
Ni	Calcaire	Kukier et Chaney (2001)
As	Ajout simultané de chaux et de $FeSO_4$	Warren et coll. (2003) ; Warren et Alloway (2003)
As	Goethite	García-Sánchez et coll. (1999)
As	Boues de traitement des eaux et boue rouge	Lombi et coll. (2004)

Salt et coll., 1996). Étant une catégorie importante de la phytoremédiation, la phytoextraction comporte l'utilisation de plantes qui piègent les polluants pour absorber et concentrer les métaux et métalloïdes provenant du sol en biomasse aérienne, qui peut ensuite être récoltée pour éliminer les éléments du terrain (tableau 11.4). Les plantes capables d'accumuler des concentrations élevées de métaux sont connues sous le nom d'hyperaccumulateurs (encadré 11.1).

Les concentrations de métaux accumulés dans les plantes hyperaccumulatrices peuvent être 100 fois supérieures à celles des plantes non hyperaccumulatrices qui poussent sur les mêmes substrats (Chaney et coll., 2007). Actuellement, il y a plus de 400 espèces végétales classées dans la catégorie des hyperaccumulateurs de métaux et métalloïdes (Cobbett, 2003).

Tableau 11.4 ÉTUDES DE CAS SÉLECTIONNÉES SUR LA PHYTOREMÉDIATION

Élément	Espèces	Références
As	<i>Pteris vittata</i> L. et <i>Pityrogramma calomelanos</i>	Francesconi et coll. (2002) ; Tu et Ma (2002) ; Wongkongatep et coll. (2003) ; Zhang et coll. (2002)
Cd/Zn	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Brown et coll. (1994, 1995a, 1995b) ; Lombi et coll. (2001) ; Schwartz et coll. (2003)
Ni	<i>Alyssum murale</i> , <i>Phyllanthus serpentinus</i> , <i>Berkheya coddii</i>	Abou-Shanab et coll. (2003) ; Chaney et coll. (2007) ; Kersten et coll. (1979) ; Robinson et coll. (1999)
Se	<i>Astragalus racemosus</i>	Parker et coll. (1991)
Mn	<i>Alyxia rubricaulis</i> , <i>Phytolacca acinosa</i> Roxb.	Brooks et coll. (1981) ; Xue et coll. (2004)
Ti	<i>Biscutella laevigata</i> , <i>Iberis intermedia</i>	Anderson et coll. (1999)
Cu	<i>Aelanthus biformifolius</i> , <i>Haumaniastrum katangense</i>	Brooks (1977) ; Brooks et coll. (1978)
Co	<i>Haumaniastrum robertii</i>	Brooks et coll. (1978)

Encadré 11.1 HYPERACCUMULATEURS

Trois définitions reconnues à l'échelle internationale pour l'hyperaccumulateur servent à décrire l'efficacité de la phytoextraction pour un métal ou métalloïde donné, notamment :

- le facteur de translocation ;
- le coefficient d'extraction ;
- le facteur de bioaccumulation.

Le facteur de translocation ou quotient pousse/racine est défini comme le rapport d'un métal lourd donné dans les pousses d'une plante comparativement à celui de ses racines. Un facteur de translocation $> 1,0$ indique la répartition préférentielle des métaux dans les racines (Baker et Whiting, 2002 ; Branquinho et coll., 2007 ; González et González-Chávez, 2006). Le coefficient d'extraction a été décrit comme étant la concentration d'un métal lourd dans les pousses, divisée par la concentration du métal lourd (le total) dans le sol et peut servir à évaluer la capacité d'une plante à accumuler un métal lourd (Branquinho et coll., 2007 ; Chen et coll., 2004). Finalement, le facteur de bioaccumulation se définit comme étant le rapport de la concentration d'un métal dans les pousses d'une plante sur la concentration extractible de métal dans le sol et est utilisé pour l'expression quantitative de l'accumulation (Branquinho et coll., 2007 ; Derem et coll., 2006).

Parce que les coûts de production d'une culture de phytoremédiation sont minimes par rapport à ceux consacrés à l'élimination et au remplacement des sols, l'utilisation de plantes pour restaurer les sols dangereux est perçue comme très prometteuse (Chaney et coll., 2007). Cela est particulièrement pertinent pour les éléments qui pourraient offrir un potentiel de phytominage économique (Ni,

Co, Ti et Au). À la suite de la récolte des plantes enrichies en métaux, leur poids et leur volume peuvent être réduits en brûlant la biomasse séchée, ce qui se traduit par un minerai à haute teneur métallique.

La phytoextraction induite qui utilise l'acide éthylènediaminetétracétique (EDTA) et des espèces végétales qui produisent une biomasse élevée comme la *Brassica juncea* (L.) Czern (la moutarde indienne) a aussi été étudiée (Kumar et coll., 1995). Cependant, un des inconvénients observés était le lessivage également accru de plomb dans le profil pédologique (Gremann et coll., 2003 ; Madrid et coll., 2003 ; Römkens et coll., 2001 ; Wu et coll., 2004).

Outre la phytoextraction, la phytoremédiation peut aussi être atteinte grâce à la réduction dans la biodisponibilité des métaux dans le sol (phytostabilisation), la volatilisation des polluants comme le mercure et le sélénium à partir du feuillage (phytovolatilisation) et l'élimination des contaminants par les racines des plantes provenant des eaux vives (rhizofiltration) (Pilon-Smits, 2005). La rhizofiltration est particulièrement efficace pour les applications où il y a de faibles concentrations métalliques et de grands volumes d'eau (Salt et coll., 1996).

Toutefois, la phytoremédiation a certaines limites, énumérées plus bas, dont il faut s'occuper de manière générale et de manière plus précise selon les sites et les contaminants :

- La phytoextraction de métaux et de métalloïdes peut prendre des années et des décennies, ce qui limite son application pratique.
- Elle est limitée aux sites où la concentration de contaminants (ou de cocontaminants) n'est pas toxique pour les plantes proposées pour la phytoremédiation.
- Une « ordonnance » de phytoremédiation spécifique ne peut pas être appliquée à chaque site présentant un certain contaminant chimique parce que différentes conditions spécifiques du site pourraient ne pas convenir à la plante ciblée.
- La phytoremédiation *in situ* est souvent réservée aux sites propices à la croissance de la plante choisie avec le contaminant situé à l'intérieur de la zone racinaire.
- Elle est limitée par la biodisponibilité des polluants. Seule une fraction peut être biodisponible, mais les normes réglementaires de dépollution nécessitent l'élimination de tous les polluants. Dans ce cas, la phytoremédiation pourrait ne pas être pertinente.

1.3. Choix des cultures et restrictions relatives aux cultures

Comme décrit plus haut, les cultures varient dans leur comportement d'absorption et donc dans leur potentiel de risques pour les humains. De plus, certaines cultures sont consommées en plus grandes quantités que d'autres et certaines servent uniquement de plantes fourragères et pourraient ne pas entrer dans la

chaîne alimentaire des humains. Par conséquent, la sélection des cultures peut contribuer à réduire les risques pour la santé des humains. Par exemple, dans le cas de l'irrigation avec des eaux usées non traitées, les légumes-feuilles accumulent certains métaux comme le cadmium en plus grandes quantités que les espèces sans feuilles (Qadir et coll., 2000). Bellows (1999) donne comme règle générale un rapport d'absorption des métaux lourds de 1:10 pour les fruits et les graines par rapport aux feuilles et aux racines. Cela favorise les céréales, les légumineuses comme les fèves et les pois, les tomates ou fruits sur d'autres légumes comme la laitue, le chou-fleur, les carottes ou les épinards. Cependant, il faut tenir compte des quantités, par exemple de riz ou de légumes-feuilles, réellement mangées et donc de la contribution à l'apport alimentaire du métal ou du métalloïde, avant de demander aux agriculteurs de modifier leur système de culture. Il existe un lien étroit entre la consommation à long terme de riz contaminé au cadmium et la maladie d'Itai-Itai (Kobayashi et coll., 2002 ; Nordberg, 2003).

Un changement dans le choix des cultures est réalisable et durable seulement s'il y a un marché et une valeur marchande comparative pour la culture de remplacement, à moins que des subventions soient offertes. La modification des pratiques culturales peut aussi exiger une formation supplémentaire et des outils différents, ou même une sécurité d'occupation à long terme si, par exemple, des cultures arboricoles sont recommandées. Des restrictions relatives aux cultures peuvent par conséquent être difficiles à mettre en œuvre si les conditions nécessaires ne sont pas en place. Il y a néanmoins des exemples de mise en œuvre réussie ou partiellement réussie de restrictions des cultures dans des projets d'utilisation des eaux usées de plusieurs pays comme l'Inde, le Mexique, le Pérou, le Chili, la Jordanie et la Syrie (Blumenthal et coll., 2000 ; Qadir et coll., 2007b). Toutefois, la probabilité de réussite semble plus faible en Afrique subsaharienne et dans d'autres pays où l'irrigation des eaux usées ne se limite pas aux systèmes d'irrigation (réglementés), mais a lieu le long de cours d'eau polluée et demeure ainsi informelle.

1.4. Zonage

Là où il n'y a plus d'options pour maintenir l'exploitation agricole, les zones touchées peuvent être cartographiées et retirées de la production. Simmons et coll. (2009) ont élaboré un modèle général de régression linéaire pour prévoir la répartition spatiale du cadmium du sol dans un système en cascade irrigué de culture du riz co-contaminé par du cadmium et du zinc en Thaïlande. Une validation préliminaire a indiqué que le modèle peut prévoir la teneur en cadmium du sol à partir d'un échantillon minimal de sol, et la proximité du champ aux exutoires primaires des canaux d'irrigation sur place et des débits d'irrigation subséquents entre les champs. Des recherches antérieures (Simmons et coll., 2005) et des études subséquentes sur la santé confirmant des dysfonctionnements rénaux provoqués par le cadmium parmi la population exposée (Swaddiwudhipong et coll., 2007 ; Teeyakasem et coll., 2007) ont aussi démontré la validité d'évaluer les

risques pour la santé par le biais du contrôle de l'ingestion du cadmium par les voies d'exposition alimentaire en comparaison à la dose hebdomadaire admissible provisoire établie pour le cadmium par le Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA). Bien que le cadmium représente un risque élevé, comme indiqué plus haut, le seul échantillonnage de sol pourrait ne pas être un indicateur suffisant du risque réel pour la santé. Cela se reproduit dans le cas de l'arsenic (encadré 11.2). Cependant, le zonage et le retrait des régions contaminées de la production alimentaire devraient s'accompagner d'une compensation adéquate pour les agriculteurs et les propriétaires fonciers, ou encore d'autres possibilités rémunératrices pour leur subsistance, associés à une formation et à des marchés ou subventions assurés.

Encadré 11.2 LE CAS DE L'ARSENIC

Les sources de contamination à l'arsenic dans les rizières comprennent les matériaux géologiques du sol qui ont naturellement une teneur élevée en arsenic ; l'irrigation avec une eau souterraine contaminée ; les résidus de pesticides arsenicaux ; ou l'épandage de fientes de volailles traitées avec des additifs alimentaires antiparasitaires arsenicaux. Au Bangladesh, qui a une contamination géologique à l'arsenic généralisée, les nombreux cas d'intoxication par l'arsenic documentés ont été causés par la consommation d'eau potable contaminée, et non par des aliments, bien que l'arsenic soit plus préoccupant pour le riz que toute autre culture céréalière parce que les conditions de sol submergé créent des arsénates, qui se substituent aux éléments nutritifs phosphatés, plus disponibles pour les plantes. Toutefois, beaucoup plus d'arsenic s'accumule dans les feuilles que dans les graines et, selon Johnson (2006), les expériences réalisées jusqu'à ce jour n'ont pas réussi à mesurer des concentrations d'arsenic supérieures aux normes dans les grains de riz, même dans les sols très contaminés. Cette situation peut avoir changé. Williams et coll. (2006) ont prédit qu'une consommation quotidienne de riz au Bangladesh avec un niveau total commun d'arsenic de $0,08 \mu\text{g As g}^{-1}$ est similaire à l'ingestion d'une eau potable présentant une concentration admissible d'arsenic de $10 \mu\text{g}$ par litre. Meharg et coll. (2008) ont signalé que l'arsenic inorganique est particulièrement élevé dans la couche de son du riz (brun) non poli, et moins dans le riz blanc. Selon la FAO, la plantation de riz dans des lits surélevés à environ 15 cm du sol et non dans des champs submergés conventionnels a permis de parer aux pertes de rendement et s'est traduite par des niveaux d'arsenic inférieurs dans les cultures et dans le sol, comme l'a révélé une étude pilote sur le terrain au Bangladesh (Duxbury et coll., 2007).

■ 2. EXCÉDENT D'ÉLÉMENTS NUTRITIFS

Les eaux usées contiennent généralement de précieux éléments nutritifs, comme l'azote, le phosphore et le potassium. Selon qu'on utilise des eaux usées brutes ou diluées, les concentrations d'éléments nutritifs peuvent varier considérablement et peuvent atteindre des niveaux qui peuvent remplacer les engrais ou qui excèdent les besoins des cultures et, s'ils influencent certains éléments nutritifs,

pourraient avoir une incidence sur les autres. Bien que la disponibilité de ces éléments nutritifs soit considérée comme un élément moteur pour l'irrigation avec des eaux usées dans certains pays en développement, la gestion des niveaux d'éléments nutritifs appropriés dans les eaux usées est une tâche ardue. Des études connexes font généralement face à une variété de défis qui réduisent les options de gestion pour les agriculteurs.

En règle générale, les éléments nutritifs dans l'eau d'irrigation sont immédiatement disponibles pour les cultures, aussi longtemps qu'ils demeurent dissous dans l'eau et la solution du sol, mais plusieurs processus du sol peuvent les rendre moins disponibles. Certains processus peuvent causer une perte permanente (le lessivage, la volatilisation et l'érosion) et d'autres, l'accumulation des éléments nutritifs dans le sol (l'immobilisation microbiologique, l'adsorption et les précipitations). Par conséquent, les proportions d'éléments nutritifs absorbés par les plantes sont différentes des proportions d'éléments nutritifs provenant des eaux usées (ou des engrais). Parce que les sols et les eaux usées contiennent rarement des éléments nutritifs dans des proportions optimales, des directives sont nécessaires pour optimiser l'irrigation avec des eaux usées. Janssen et coll. (2005) ont présenté un concept connexe. Il exige cependant d'avoir de l'information sur les niveaux d'éléments nutritifs dans l'eau, les sols et les plantes. Cette information pourrait ne pas être facilement accessible aux agriculteurs qui utilisent des eaux usées et qui manquent de ressources, ni aux services gouvernementaux concernés, à moins qu'on ne l'obtienne par le biais d'essais spécifiques sur le terrain.

Pour éviter des ajouts excessifs ou déséquilibrés d'éléments nutritifs particuliers aux sols et aux cultures irrigués avec des eaux usées, les agriculteurs peuvent choisir les cultures qui sont moins sensibles aux niveaux élevés d'éléments nutritifs ou qui peuvent tirer profit des teneurs élevées en phosphore et en azote. Les niveaux élevés d'azote sont ainsi davantage bienvenus sur les fermes qui se spécialisent dans les légumes-feuilles plutôt que dans les céréales. De plus, les graminées fourragères conviennent bien à l'irrigation avec des eaux usées et elles agissent à titre de capteur pour l'azote et le phosphore obtenus par le biais des eaux usées. Des taux de réduction de 84 pour cent pour l'azote et 54 pour cent pour le phosphore ont été signalés dans des pâturages irrigués avec des eaux usées au Zimbabwe (Nhapi et coll., 2002). Cependant, les options associées à la terre et au sol sont assujetties non seulement au type de culture, mais aussi aux conditions locales du sol et du site. Les sols à texture moyenne à fine, par exemple, peuvent contenir plus d'éléments nutritifs que les sols sablonneux, libérant ainsi de plus petites quantités dans l'eau percolant à travers le sol et qui s'ajoute à l'eau de la nappe souterraine. Il est nécessaire de surveiller la qualité de l'eau souterraine là où elle est peu profonde et utilisée comme eau potable.

Quand les agriculteurs n'ont pas l'option de cultiver des cultures qui tirent profit de niveaux élevés d'azote ou de phosphore, l'eau d'irrigation peut d'abord passer à travers d'autres systèmes pour transformer une partie de sa charge en

éléments nutritifs, en biomasse. Il pourrait s'agir d'un étang sur place couvert de lentilles d'eau ou d'un système de marais artificiel comme les réservoirs en cascade traditionnels qui se trouvent au Sri Lanka (Awuah et coll., 2004; Mahatantila et coll., 2008; Nhapi, 2004). Dans tous ces cas néanmoins, il est nécessaire d'éliminer la croissance nette de la biomasse afin d'éviter la décomposition éventuelle de la biomasse et une nouvelle libération des éléments nutritifs (Strom, 2006).

Des observations réalisées dans les plus grandes régions urbaines des pays développés montrent que le traitement des effluents par épandage pour les cultures et la foresterie est souvent moins coûteux que d'autres techniques de traitement. Cela peut être attribué à la valeur économique croissante des terres près des villes, mais en particulier au besoin dans les climats tempérés de faire des réserves pour la saison froide lorsque les sols peuvent être glacés, avec des plantes qui ne poussent pas ou sont dans un état de dormance (Jayawardane et coll., 2001). En outre, lorsque les sols ont une capacité de drainage interne limitée, leur dégradation peut survenir par le biais de l'engorgement et de la salinisation (Jayawardane et coll., 2001; Su et coll., 2005). Par conséquent, la plupart des processus d'enfouissement sont tributaires de sols qui se drainent librement et de l'existence d'un ouvrage de dérivation pour stocker les effluents lors des périodes de faible capacité d'absorption ou de demande en eau des plantes.

Pour surmonter les contraintes associées à la décharge conventionnelle des eaux usées en Australie, la technique de la Filtration et de l'irrigation pour le traitement des terres et la réutilisation des effluents (FILTER) a été mise au point pour le traitement et la réutilisation des effluents d'eaux usées secondaires (Gardner et coll., 2001; Jayawardane, 1995). La technique FILTER combine l'utilisation d'eaux usées riches en éléments nutritifs pour une culture intensive avec une filtration biologique et physico-chimique dans le sol pour un système de drainage souterrain. Elle a été initialement testée sur huit parcelles expérimentales de 1 ha et ensuite sur quatre parcelles à l'échelle commerciale (4 ha). Les parcelles FILTER ont été construites par un scarifiage profond d'environ 1 m de profondeur et une installation du système de drainage souterrain à cette profondeur. Les effluents d'eaux d'égout ont été utilisés comme irrigation par submersion à l'extrémité supérieure des parcelles FILTER. Outre l'élimination des éléments nutritifs, les autres effets bénéfiques ont été une réduction des matières en suspension, de l'huile et des graisses, ainsi qu'un rapport azote-phosphore accru dans l'eau de drainage (Blackwell et Arakel, 2004). Un des désavantages évidents est le facteur coût et l'équipement nécessaire pour établir le système, même à petite échelle. Toutefois, il pourrait y avoir des options pour une adaptation à faible coût.

Dans les cas où il y a des niveaux excessifs d'éléments nutritifs comme l'azote ou de sels (voir plus bas), les eaux usées peuvent être diluées avec de l'eau douce, si possible, pour diminuer la concentration d'éléments nutritifs et accroître les avantages grâce à un volume plus élevé d'eau d'irrigation. Cette option pourrait

avoir une forte dimension saisonnière et elle est seulement possible là où les cours d'eaux usées sont séparés des autres cours d'eau de surface. Si l'eau douce n'est pas disponible, la quantité d'eaux usées utilisées par unité de surface peut être diminuée. La même chose s'applique aux eaux usées contenant des niveaux élevés de matières organiques. Dans ce cas, il ne faut pas utiliser les eaux usées continuellement pour permettre au sol de biodégrader les matières organiques.

■ 3. SELS ET ESPÈCES IONIQUES SPÉCIFIQUES

Les eaux usées contiennent plus de sels solubles que l'eau douce parce que les sels y sont ajoutés par différentes sources (Qadir et coll., 2007b). Il n'existe aucun moyen économiquement viable pour extraire les sels dès qu'ils sont dans les eaux usées, car les techniques, comme la résine échangeuse de cations ou les membranes d'osmose inverse, sont prohibitives et sont utilisées uniquement pour produire de l'eau recyclée de grande qualité (Toze, 2006a).

Aux fins d'assainissement, les eaux usées peuvent être divisées : en eaux usées salines contenant des niveaux excessifs de sels solubles ; en eaux usées sodiques qui se caractérisent par des niveaux excédentaires de sodium (Na^+) ; et en eaux usées salines sodiques qui présentent des concentrations excédentaires de sels et de sodium.

La dernière catégorie est dominante. La salinité des eaux usées se caractérise par sa conductivité électrique (EC) exprimée en déci-Siemens par mètre (dS m^{-1}). La sodicité est évaluée à l'aide du rapport d'adsorption du sodium (SAR), qui exprime les quantités relatives de sodium par rapport aux cations bivalents, le calcium (Ca^{2+}) et le magnésium (Mg^{2+}).

Pour l'irrigation à long terme avec des eaux usées salines ou sodiques, des mesures préventives et des stratégies de gestion adaptées au site sont nécessaires, notamment :

- la sélection appropriée de cultures ou d'une variété de cultures capables d'offrir un rendement profitable avec des eaux usées salines ;
- la sélection de méthodes d'irrigation pour réduire l'exposition des cultures ;
- l'application d'eaux usées en excès par rapport aux besoins en eau des cultures (évapotranspiration) pour lessiver l'excès de sels de la zone racinaire ;
- l'irrigation avec des eaux usées en conjonction avec de l'eau douce, s'il y a lieu, par le biais d'applications cycliques ou d'un mélange ;
- dans le cas des cultures sensibles au sel, par le biais d'une préparation des lits de semences et de techniques de plantation soignées ;
- dans le cas des eaux usées très sodiques, en utilisant le Ca^{2+} (par exemple par le biais de gypse ou d'autres eaux usées riches en calcium) pour atténuer les effets du Na^+ sur les sols et les cultures.

3.1. Sélection et diversification des cultures

Les efforts de recherche ont permis l'identification d'un certain nombre de cultures de grande production, de graminées et d'arbustes fourragers, de cultures de biocarburants, d'arbres fruitiers et de systèmes agroforestiers qui peuvent convenir à une variété de milieux touchés par les sels ainsi qu'à des marchés locaux ou régionaux (Maas et Grattan, 1999; Qadir et coll., 2008). La tolérance au sel est déterminée par plusieurs facteurs liés aux sols, aux cultures et au climat, et se divise généralement en quatre catégories : sensible ; modérément sensible ; modérément tolérant et tolérant. Les seuils de tolérance relatifs aux sels pour une série de cultures en fonction de la salinité moyenne de la zone racinaire sont donnés dans le tableau 11.5. Les tolérances absolues seront, cependant, assujetties aux variations climatiques, aux conditions pédologiques et aux pratiques culturales.

La diversité génétique qui existe parmi ces cultures offre une gamme d'options, d'autant plus que la tolérance au sel varie souvent entre les différentes variétés d'une même culture. Pour certaines cultures particulières, des variétés tolérantes au sel ont été créées. Les vulgarisateurs locaux et les instituts de recherche spécialisés en cultures seront à même de donner des conseils sur leurs marchés des intrants et des extrants.

Les systèmes de diversification des cultures fondés sur des espèces végétales tolérantes au sel sont susceptibles d'être la clé de la croissance agricole et économique future dans les régions où les eaux usées salines sont utilisées pour l'irrigation. De tels systèmes, associés à des marchés protégés, devraient aider les agriculteurs à trouver les systèmes les plus adéquats et durables de diversification des cultures, avec comme objectif d'atténuer tous les risques de production visibles, tout en augmentant la productivité par unité d'eaux usées salines et en protégeant l'environnement. En tous les cas, on encourage les agriculteurs à essayer la performance réelle des variétés proposées dans leurs champs.

3.2. Méthode d'irrigation

Il y a différentes façons d'irriguer des cultures, comme l'irrigation de surface ou par submersion, l'irrigation manuelle avec des arrosoirs, l'irrigation à la raie, l'irrigation par aspersion et l'irrigation localisée comme l'irrigation au goutte à goutte. Certaines méthodes conviennent mieux aux eaux salines ou à d'autres types d'eaux de faible qualité que d'autres. Le colmatage des systèmes d'irrigation au goutte à goutte en est un exemple. Un autre exemple est l'irrigation par aspersion, qui peut nuire aux cultures, en raison des sels de sodium et des sels chlorés absorbés directement par les surfaces des feuilles mouillées, particulièrement lorsque les conditions climatiques favorisent l'évaporation (Ayers et Westcot, 1985). Plusieurs facteurs ont une incidence sur l'accumulation du sel dans les feuilles : l'âge, la forme et l'angle des feuilles, ainsi que leur emplacement

Tableau 11.5 POTENTIEL DE RENDEMENT DE CERTAINES CULTURES DE GRAIN, DE FOURRAGE, DE LÉGUMES ET DE FIBRES EN FONCTION DE LA SALINITÉ MOYENNE DE LA ZONE RACINAIRE

Nom commun		Potentiel de rendement (%) à une salinité précise (dS m ⁻¹)		
Nom botanique		50%	80%	100%
Blé dur	<i>Triticum durum</i> Desf.	19	11	6
Orge commune	<i>Hordeum vulgare</i> L.	18	12	8
Coton	<i>Gossypium hirsutum</i> L.	17	12	8
Seigle	<i>Secale cereale</i> L.	16	13	11
Betterave à sucre	<i>Beta vulgaris</i> L.	16	10	7
Blé	<i>Triticum aestivum</i> L.	13	9	6
Pourpier potager	<i>Portulaca oleracea</i> L.	11	8	6
Sorgho	<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	10	8	7
Luzerne	<i>Medicago sativa</i> L.	9	5	2
Épinard	<i>Spinacia oleracea</i> L.	9	5	2
Brocoli	<i>Brassica oleracea</i> L.	8	5	3
Aubergine	<i>Solanum melongena</i> L.	8	4	1
Riz	<i>Oryza sativa</i> L.	7	5	3
Pomme de terre	<i>Solanum tuberosum</i> L.	7	4	2
Maïs	<i>Zea mays</i> L.	6	3	2
Carotte	<i>Daucus carota</i> L.	6	3	1

Source : D'après les données sur la tolérance au sel de différentes cultures et la diminution du pourcentage de rendement par hausse unitaire de la salinité de la zone racinaire en dS m21 comme l'indiquent Maas et Grattan (1999).

sur la plante ; le type de sel et sa concentration ; la température ambiante ; la vitesse de l'air ; la fréquence d'irrigation ; et la durée de temps pendant laquelle la feuille reste mouillée (Maas et Grattan, 1999). Puisque le problème est davantage lié à la fréquence qu'à la durée de l'irrigation par aspersion, l'irrigation sporadique et abondante devrait être privilégiée plutôt que des irrigations fréquentes et légères (Qadir et Minhas, 2008). Plusieurs paramètres pour l'évaluation des méthodes d'irrigation couramment utilisées en ce qui concerne la réduction des risques sont présentés au tableau 11.6.

3.3. Irrigation, drainage et gestion de la salinité de la zone racinaire

Lors de l'utilisation de l'eau saline ou des eaux usées, le volume d'eau d'irrigation devrait surpasser le besoin en eau des cultures (évapotranspiration), et il faut aussi tenir compte des précipitations prévues, puisqu'elles lessivent l'excès de sel de la zone racinaire. Le contrôle de la salinité à l'aide d'un lessivage efficace de

Tableau 11.6 PARAMÈTRES POUR L'ÉVALUATION DES MÉTHODES D'IRRIGATION COURAMMENT UTILISÉES DANS LA RÉDUCTION DES RISQUES

Paramètre d'évaluation	Méthode d'irrigation			
	Irrigation à la raie	Irrigation à la planche	Irrigation par aspersion	Irrigation au goutte à goutte
Aspersion foliaire et dommages consécutifs sur les feuilles menant à un rendement faible	Aucune blessure foliaire puisque la culture est plantée sur la crête	Certaines feuilles du bas peuvent être touchées, mais les dommages ne sont pas suffisamment graves pour réduire le rendement	De graves dommages aux feuilles peuvent survenir, entraînant ainsi une perte importante de rendement	Aucune blessure foliaire pour cette méthode d'irrigation
Accumulation de sel dans la zone racinaire avec aspersion répétée	Les sels ont tendance à s'accumuler dans la crête, ce qui pourrait nuire à la culture	Les sels se déplacent verticalement vers le bas et ne sont pas susceptibles de s'accumuler dans la zone racinaire	Les sels se déplacent vers le bas et la zone racinaire n'est pas susceptible d'accumuler des sels	Les sels se déplacent de manière radiale selon l'orientation de l'écoulement de l'eau. Un coin salé se forme entre les points d'égouttement
Capacité de maintenir un potentiel élevé d'eau dans le sol	Les plantes peuvent être sujettes à des stress entre les irrigations	Les plantes peuvent être sujettes à des stress hydriques entre les irrigations	Impossible de maintenir un potentiel élevé d'eau dans le sol sur l'ensemble de la période de végétation	Possible de maintenir un niveau élevé de potentiel d'eau dans le sol sur l'ensemble de la période de végétation et de minimiser l'effet de la salinité
Possibilité d'utiliser des eaux usées saumâtres sans perte de rendement importante	Modérée à moyenne. Avec une bonne gestion et un bon drainage, il est possible d'obtenir des rendements acceptables	Modérée à moyenne. De bonnes pratiques d'irrigation et de drainage peuvent produire des rendements acceptables	Faible à modérée. La plupart des cultures subissent des dommages aux feuilles et le rendement est faible	Excellente à bonne. Presque toutes les cultures peuvent être cultivées avec une très faible diminution du rendement

Source : Adapté de Pescod (1992).

la zone racinaire constitue donc une option importante pour les agriculteurs dont les ressources en eau ne sont pas limitées. Pour calculer le besoin en lessivage, les agriculteurs auront besoin d'aide pour analyser la conductivité électrique de leurs sols et de leur eau d'irrigation. Pour ce faire, ils peuvent utiliser l'équation suivante.

$$LR = EC_w/[5(EC_e) - (EC_w)] \qquad 11.1$$

LR fait référence au besoin en lessivage (volume d'eau supplémentaire de l'eau d'irrigation) nécessaire pour contrôler la teneur en sel dans la zone racinaire dans le niveau de tolérance au sel d'une culture en particulier à l'aide de la méthode d'irrigation de surface de routine, c'est-à-dire le volume d'eau infiltrée qui doit passer par la zone racinaire pour garder la salinité du sel à un niveau

précis. CE_w représente la conductivité électrique de l'eau d'irrigation utilisée exprimée en $dS\ m^{-1}$. CE_e désigne la salinité moyenne du sol (déterminée à partir de l'extrait d'une pâte de sol saturé; également exprimé en $dS\ m^{-1}$) dans la zone racinaire pouvant être tolérée par la culture étudiée. Les valeurs données dans le tableau 11.5 pour différentes cultures peuvent être utilisées. Ces valeurs donnent aussi de l'information sur la perte de rendement de ces cultures que la salinité du milieu de croissance augmente.

BL est nécessaire pour calculer le besoin total en eau (EA) des cultures. Cela peut se faire à l'aide de l'équation 11.2 (Ayers et Westcot, 1985).

$$AW = ET/(1 - LR) \quad 11.2$$

EA fait référence à la profondeur de l'eau appliquée par unité de surface chaque année ou saison ($mm\ a^{-1}$); ET désigne la consommation d'eau annuelle ou saisonnière des cultures et est exprimée en évapotranspiration ($mm\ a^{-1}$); et BL représente le besoin en lessivage exprimé en fraction (voir plus haut). EA et ET peuvent aussi s'exprimer en m^3 d'eau ($1\ mm = 10\ m^3\ ha^{-1}$).

Le lessivage nécessaire pour maintenir l'équilibre de sel dans la zone racinaire peut se faire soit en utilisant suffisamment d'eau lors de chaque irrigation pour respecter le BL ou en recourant, moins fréquemment, à une irrigation lessivante suffisante pour éliminer les sels accumulés lors des irrigations antérieures. La fréquence du lessivage dépend de l'état de salinité de l'eau ou du sol, de la tolérance au sel des cultures et des conditions climatiques (Qadir et Minhas, 2008). La quantité de pluie doit être prise en compte lorsqu'on estime le besoin en lessivage et qu'on choisit la méthode de lessivage. Bien que le lessivage soit essentiel pour prévenir la salinité de la zone racinaire, le lessivage dans le cadre d'une irrigation avec des eaux usées salines peut provoquer le déplacement des nitrates, des métaux, des métalloïdes et des sels vers la nappe d'eau souterraine. Par conséquent, la surveillance des niveaux et de la qualité de l'eau souterraine est un indicateur essentiel de la performance environnementale (Lazarova et Bahri, 2005).

Un drainage adéquat du sol est considéré comme étant un prérequis indispensable pour atteindre le besoin en lessivage vis-à-vis du contrôle de la salinité dans la zone racinaire. Le drainage interne naturel seulement peut être adéquat s'il existe une capacité de stockage suffisante dans le profil pédologique ou qu'une couche souterraine perméable se forme et se draine vers une sortie convenable. Un système artificiel doit être fourni si un tel drainage naturel est inexistant. Sinon, le contrôle de la salinité de la zone racinaire ne sera pas durable. En outre, un drainage du sol adéquat, un nivellement du sol et une profondeur appropriée de l'eau souterraine constituent aussi des facteurs de base pour maintenir la salinité de la zone racinaire à un niveau précis. La profondeur convenable de l'eau souterraine dépend du climat, de la qualité de l'eau souterraine et de la ou des cultures qui seront cultivées.

3.4. Utilisation combinée avec de l'eau douce

Des eaux usées salines peuvent être utilisées pour l'irrigation en combinaison avec de l'eau douce, si cette dernière est accessible, par le biais d'approches cycliques et de mélange. Plusieurs études ont évalué différents aspects de ces approches à grande échelle (Oster, 1994; Qadir et Oster, 2004; Rhoades, 1989; Sharma et Rao, 1998; Shennan et coll., 1995). Ces approches permettent un certain degré de souplesse afin de s'adapter à différentes situations. Des directives relatives à la qualité de l'eau pour l'irrigation en matière de salinité et des paramètres associés à la sodicité sont mentionnées dans les chapitres 2 et 6 de ce livre.

La stratégie cyclique comprend l'utilisation d'eaux usées salines et d'eau d'irrigation non saline selon une rotation des cultures qui inclut à la fois des cultures sensibles au sel et des cultures tolérantes au sel. En règle générale, l'eau non saline est également utilisée avant de planter et au cours des étapes initiales de croissance des cultures tolérantes au sel, alors que l'eau saline est d'ordinaire utilisée après l'établissement des semis (Oster, 1994; Rhoades, 1989). La stratégie cyclique nécessite un plan de rotation des cultures qui peut utiliser au mieux l'eau de bonne qualité et les eaux usées salines disponibles, tout en tenant compte des différentes sensibilités au sel parmi les cultures cultivées dans la région, incluant les changements dans les sensibilités au sel des cultures à différentes étapes de croissance. Voici certains avantages de la stratégie cyclique :

- Des conditions d'équilibre de la salinité dans le profil pédologique ne sont jamais atteintes parce que la qualité de l'eau d'irrigation change au fil du temps.
- La salinité du sol est maintenue plus basse au fil du temps, surtout dans la couche arable durant l'établissement des semis.
- Un large éventail de cultures, y compris celles à grande valeur économique et une sensibilité au sel modérée, peut être cultivé selon une rotation avec des cultures tolérantes au sel.
- Des systèmes d'irrigation conventionnels peuvent être utilisés.

Des études portant sur l'utilisation cyclique d'eaux de drainage (Oster, 1994; Rhoades, 1989; Shennan et coll., 1995) ont montré que cette stratégie convient au coton, au blé, au carthame (*Carthamus tinctorius* L.), à la betterave à sucre, à la tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.), au cantaloup (*Cucumis melo* L.) et à la pistache (*Pistacia vera* L.), à condition que les problèmes de croûtage et de faible aération soient résolus grâce à une gestion optimale. Sharma et Rao (1998) ont fourni d'autres preuves supplémentaires à partir d'une zone d'étude où des eaux présentant des niveaux de salinité variés ($EC = 6, 9, 12, 18,8 \text{ dS m}^{-1}$) ont été utilisées avec succès pendant sept ans pour irriguer différentes cultures comme le blé, le millet à chandelle (*Pennisetum glaucum* (L.) R. Br.) et le sorgho avec des réductions de rendement acceptables, mais sans dégradation grave d'un sol à texture grossière. Les niveaux de salinité du sol ont été gérés de manière

satisfaisante par les pluies de mousson et en partie par l'irrigation de présemis de 70 mm avec de l'eau du canal à faible salinité. Cependant, l'étendue du lessivage du sel était hautement tributaire de la quantité des pluies de mousson et du drainage souterrain.

Le mélange consiste à combiner des eaux de bonne et de piètre qualités avant ou pendant l'irrigation. Les eaux usées salines peuvent être directement pompées dans le canal d'irrigation ou le canal d'eau le plus proche. La qualité des eaux usées salines pompées dans le canal peut être réglementée de façon à obtenir les salinités ciblées dans les eaux mélangées (Oster, 1994; Rhoades, 1989). La qualité des eaux est altérée, selon la disponibilité d'eaux d'irrigation de différentes qualités et quantités, entre les activités d'irrigation ou pendant celles-ci. Mélanger des eaux salines avec des eaux d'irrigation de bonne qualité est une pratique courante dans plusieurs pays comme l'Inde, le Pakistan et les États-Unis (Minhas, 1996; Qadir et Oster, 2004).

3.5. Techniques de préparation et de plantation des semences

Comme la plupart des cultures sont sensibles au sel à l'étape de germination, il est important d'éviter d'utiliser des eaux usées salines à ce moment critique. Dans les conditions de terrain, il est possible, en modifiant les pratiques de plantation, de minimiser l'accumulation de sel autour des semences et d'améliorer la mise sur pied des cultures qui sont sensibles aux sels pendant la germination. Ces modifications peuvent comprendre l'ensemencement près du bas des rigoles sur les deux côtés des crêtes, faisant pousser les semis avec de l'eau douce et leur transplantation, à l'aide de paillis pour conserver l'humidité du sol pour de plus longues périodes et accroître la densité des semis par unité de surface (densité végétale) afin de compenser toute baisse possible de germination et de croissance (Minhas, 1996; Tanji et Kielen, 2002).

3.6. Traitement des sols et des eaux

L'irrigation avec des eaux usées sodiques nécessite l'approvisionnement d'une source de Ca^{2+} pour atténuer les effets de Na^+ sur les sols et les cultures. Le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) est la source la plus couramment utilisée de Ca^{2+} ; son besoin en eaux sodiques varie selon la concentration de Na^+ et peut être estimé par le biais de tests analytiques simples. Le gypse peut être ajouté au sol, appliqué avec l'eau d'irrigation en utilisant des lits de gypse ou en plaçant des pierres de gypse dans les conduites d'eau. Dans le cas de sols calcaires qui contiennent de la calcite précipitée ou naturelle (CaCO_3), une utilisation de gypse à des taux bien inférieurs ou non peut bien fonctionner. Les résidus de végétaux et autres matières organiques abandonnés ou ajoutés au champ peuvent aussi améliorer les conditions chimiques et physiques des sols irrigués avec des eaux usées sodiques. En outre, le traitement biologique d'eaux usées à tendance saline par la culture standard de boues activées peut être déclenché par l'inclusion d'organismes tolérants au sel pour accroître l'efficacité du traitement.

Là où elles sont disponibles, les eaux à teneur élevée en électrolytes contenant une proportion adéquate de cations bivalents comme le Ca^{2+} peuvent être utilisées pour l'amélioration des sols sodiques et salins-sodiques. Ces eaux peuvent améliorer les propriétés hydrauliques des sols sans avoir recours à un amendement riche en calcium (Qadir et coll., 2007a; Quirk, 2001). Toutefois, le rapport de cations bivalents, particulièrement du Ca^{2+} , sur les cations totaux (CT) dans l'eau utilisée devrait être d'au moins 0,3. La synthèse des données sur les concentrations totales de cations et de Ca^{2+} dans plusieurs échantillons d'eaux usées suggère que les eaux usées ont un large éventail de rapports du calcium sur CT ($C_{\text{Ca}}:C_{\text{CT}}$), c'est-à-dire inférieur à 0,03 à plus de 0,80 (tableau 11.7). Ces observations contrastées révèlent qu'il faut bien planifier l'utilisation d'eaux usées pour irriguer des sols sodiques, puisque le rapport $C_{\text{Ca}}:C_{\text{CT}}$ devrait dépasser le seuil de 0,3. Plusieurs études ont démontré que des quantités appropriées de Ca^{2+} fournies par le biais de l'eau d'irrigation ou épandues au sol sous la forme d'un quelconque amendement améliorent la structure du sol et font contreponds aux effets négatifs des concentrations élevées de Na^+ lorsque des sols sodiques sont utilisés pour la culture (Oster et coll., 1999; Qadir et coll., 2001).

L'applicabilité d'eaux à teneur élevée en électrolytes est efficace sous certaines conditions :

- Le sol sodique à améliorer et à gérer a des minéraux argileux de types smectique et montmorillonite avec une faible conductivité hydraulique.
- La condition physique du sol s'est détériorée et la conductivité hydraulique est si faible que le temps requis pour l'amélioration ou la quantité d'amendements nécessaire est excessif.
- L'eau d'irrigation qui sera utilisée à la suite de l'amélioration présente une concentration en électrolytes si faible que la circulation de l'eau diminuerait de façon négative.

Tableau 11.7 CONCENTRATIONS DES CATIONS TOTAUX (MMOL_c PAR LITRE) ET DE CALCIUM (MMOL_c PAR LITRE), ET RAPPORT CALCIUM/CATIONS TOTAUX DANS LES ÉCHANTILLONS D'EAUX USÉES

Cations totaux (C_{CT}) ^a	Calcium (C_{Ca})	$C_{\text{Ca}}:C_{\text{CT}}$	Références
7,0	1,6	0,23	Kaul et coll. (2002)
10,0	2,7	0,27	Kaul et coll. (2002)
17,0	3,7	0,22	Mitra et Gupta (1999)
19,0	5,0	0,26	Mitra et Gupta (1999)
8,0	2,5	0,31	Arora et coll. (1985)
9,0	2,8	0,31	Baddesha et coll. (1986)
9,0	7,2	0,80	CSSRI (2004)
21,0	11,0	0,52	CSSRI (2004)
44,0	1,5	0,03	Ensink et coll. (2002)

^a $C_{\text{CT}} \approx \text{CE (dS m}^{-1}\text{)} \times 10$.

■ 4. CONTAMINANTS ORGANIQUES

L'exposition des consommateurs, des agriculteurs et des cultures à des contaminants organiques dans les pays en développement est probablement beaucoup plus élevée en raison de l'épandage direct de pesticides que par l'eau d'irrigation contaminée. Le défi de tout risque connexe (et son atténuation) commence par son évaluation, qui est dispendieuse si on s'appuie sur l'analyse actuelle (voir le chapitre 6). Une solution de rechange possible pour les pesticides est de prévoir le risque selon des facteurs environnementaux et des pratiques d'utilisation plus faciles à mesurer, à l'aide par exemple du logiciel gratuit d'indice de classement concernant l'effet des pesticides (Pesticide Impact Rating Index, PIRI), mentionné au chapitre 6, qui a été développé en Australie, mais qui est aussi utilisé ailleurs, comme au Sri Lanka. L'analyse de contaminants organiques qui présentent une nouvelle préoccupation, comme les produits pharmaceutiques résiduels ou les composés perturbateurs endocriniens, serait plus difficile et dispendieuse. Cela limite les connaissances actuelles sur leurs risques réels en matière d'irrigation avec des eaux usées, qui jusqu'ici ont été classés comme étant relativement faibles, par rapport aux risques pathogènes, par exemple (Chang et coll., 2002; Toze, 2006b; OMS, 2006b).

Pour s'occuper des contaminants organiques, les mesures préventives conviennent donc mieux que tout traitement du sol ou de l'eau. Les principales activités comprennent l'utilisation de pesticides de remplacement ou une gestion intégrée des organismes nuisibles. Pour éviter que des pesticides pénètrent les cours d'eau utilisés pour l'irrigation ou d'autres fins, il convient de prendre en considération des zones tampons, la réduction des eaux pluviales et l'utilisation de marais pour la réhabilitation. Le confinement d'eaux contaminées dans des barrages ou des marais peut donner le temps nécessaire pour l'élimination des pesticides par les sédiments ou la dégradation. Les pratiques agricoles qui réduisent les eaux pluviales, telles que la mise à disposition d'une couverture végétale ou de bandes tampons de végétation (encadré 11.3), peuvent considérablement réduire la probabilité des impacts environnementaux (Finlayson et Silburn, 1996; Kennedy, 1999; USDA, 2000). Lors d'essais par ajout connu, le système FILTER a aussi montré qu'il pouvait réduire les charges de pesticides de plus de 98 pour cent (Biswas et coll., 2000).

Les principaux mécanismes de retrait pour la plupart des substances organiques sont l'adsorption et la biodégradation dans les sols et les sédiments (OMS, 2006b). L'efficacité du retrait est supérieure dans les sols riches en limon, en argile et en matières organiques. Le carbone noir, en particulier, peut jouer un rôle important pour fixer des hydrocarbures aromatiques polycycliques, des biphényles polychlorés, des dioxines, des éthers diphényles polybromés et des pesticides hautement toxiques (Koelmans et coll., 2006).

Encadré 11.3 BANDES TAMPONS

Il y a une pénurie de données empiriques sur les performances des différentes options pour atténuer la pollution diffuse d'origine agricole. Notamment, les tampons riverains ont suscité une grande attention au cours des 20 dernières années. L'échelle d'efficacité positive des tampons variait de 30 à 100 pour cent pour les sédiments du sol, de 30 à 95 pour cent pour le phosphore total, de 10 à 100 pour cent pour l'azote total, de 30 à 100 pour cent pour les pesticides et de 53 à 100 pour cent pour les organismes indicateurs fécaux. Puisque bon nombre des expériences qui étayaient ces données ont été réalisées dans des conditions de fonctionnement « idéales », il est probable que le rendement des tampons dans la nature sera inférieur. Dans l'ensemble, les données laissent croire que les tampons procurent au moins des avantages utiles à court terme, tandis que les effets à long terme sont toujours sujets à caution en raison des risques de permutation de la pollution (Collins et coll., 2009).

La stabilité chimique et l'atténuation naturelle lente de certains POP comme les biphényles polychlorés (PCB) et 1,1,1-trichloro-2,2-bis (4-chlorophényl) éthane (DDT), fait de la remédiation de ces composés un défi environnemental particulièrement difficile à relever. L'approche généralement choisie consiste à isoler les sites touchés et soit enlever le sol contaminé ou à compter sur la phytoremédiation, comme décrit plus haut.

CONCLUSIONS

Il existe une variété d'options de gestion pour les petits exploitants agricoles des pays en développement qui souhaitent relever les défis et risques associés à l'exposition aux métaux lourds ou aux excès de sels et d'éléments nutritifs à travers l'eau d'irrigation. Ces mesures comprennent des interventions fondées sur le sol et sur l'eau, de même que des changements dans les cultures et les variétés végétales. Parmi les techniques actuellement disponibles, dont la mise en œuvre pour remédier les sols contaminés aux métaux ou aux métalloïdes a été un succès, il y a les options d'ingénierie *in situ* et *ex situ*, des options de gestion de l'irrigation, l'immobilisation *in situ* fondée sur les sols, la phytoremédiation induite, etc. Dans certains cas, les agriculteurs et les autorités pourraient ne pas avoir d'autre choix que de cultiver des cultures mieux adaptées et non comestibles, ou de procéder à un zonage non agricole des régions concernées. En ce qui a trait aux contaminants organiques potentiels, une gestion appropriée des organismes nuisibles et des pesticides restera plus importante que le traitement du sol et de l'eau. Toutes les méthodes présentent néanmoins des inconvénients quant à leur efficacité, leur durée et leur aspect économique (Iskandar et Adriano, 1997 ; Zaurov et coll., 1999). En raison du risque additionnel de bioaccumulation, dans de nombreux cas il n'est pas possible de donner des détails sur l'efficacité

générale des mesures en matière de réduction des risques pour la santé, qui varient considérablement selon les conditions des sites, ainsi que les facteurs spatiaux et temporels. Alors que nos connaissances sont beaucoup plus approfondies quant aux défis associés à l'excédent d'éléments nutritifs et de sels, de grandes lacunes subsistent pour les métaux lourds et en particulier les contaminants organiques. Une contrainte principale des évaluations et de l'atténuation des risques est le manque de capacités à analyser et à contrôler ces constituants, notamment dans les pays en développement. Il demeure donc essentiel d'appuyer les politiques et mesures de prévention de la pollution, y compris la réduction des subventions pour les engrais là où ils ont provoqué une surfertilisation. Dans le cas des métaux, métalloïdes, éléments nutritifs et contaminants émergents, le prétraitement ou la séparation des eaux usées industrielles des cours d'eaux usées domestiques et municipales (éventuellement utilisées pour l'irrigation) devrait être le plus prioritaire (Patwardhan, 2008). De même, les sources de sels dans les eaux usées peuvent être réduites en utilisant dans le secteur industriel des technologies qui diminuent la consommation de sels par rapport à l'évacuation dans le réseau d'égout. En outre, de nombreux produits chimiques dangereux peuvent être remplacés dans les processus de production. Des restrictions peuvent être imposées sur l'utilisation de certains produits à usage domestique qui constituent notamment des sources importantes de sels dans les eaux usées (Lazarova et Bahri, 2005).

■ RÉFÉRENCES

- Abaidoo, R. C. et coll. (2009). « Soil and crop contamination through wastewater irrigation and options for risk reduction in developing countries », dans P. Dion (dir.), *Soil Biology and Agriculture in the Tropics*, Heidelberg, Springer Verlag, p. 498-535.
- Abou-Shanab, R. A. et coll. (2003). « Phizobacterial effects on nickel extraction from soil and uptake by *Alyssum murale* », *New Phytologist*, vol. 158, p. 219-224.
- Abramovitch, R. A. et coll. (2003). « In situ remediation of soils contaminated with toxic metal ions using microwave energy », *Chemosphere*, vol. 53, p. 1077-1085.
- Alvarez-Ayuso, E. et A. García-Sánchez (2003). « Sepiolite as a feasible soil additive for the immobilization of cadmium and zinc », *Science of the Total Environment*, vol. 305, n^{os} 1-3, p. 1-12.
- Anderson, C. W. N. et coll. (1999). « Phytomining for nickel, thallium and gold », *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 67, p. 407-415.
- Arora, B. R. et coll. (1985). « Pollution potential of municipal wastewater of Ludhina, Punjab », *Indian Journal of Ecology*, vol. 12, p. 1-7.
- Awuah, E. et coll. (2004). « Comparative performance studies of water lettuce, duckweed, and algal-based stabilization ponds using low-strength sewage », *Journal of Toxicology and Environmental Health*, vol. 67, p. 1727-1739.
- Ayers, R. S. et D. W. Westcot (1985). « Water quality for agriculture », *Irrigation and Drainage*, document 29, rév. 1, Rome, FAO.
- Baddesha, H. S. et coll. (1986). « Irrigation and nutrient potential of raw sewage waters of Haryana », *Indian Journal of Agricultural Sciences*, vol. 56, p. 584-591.

- Baker, A. J. M. et S. N. Whiting (2002). « In search of the holy grail – A further step in understanding metal hyperaccumulation », *New Phytologist*, vol. 155, p. 1-7.
- Basta, N. T. et coll. (2001). « Chemical immobilization of lead, zinc and cadmium in smelter-contaminated soils using biosolids and rock phosphate », *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, n° 4, p. 1222-1230.
- Bellows, A. C. (1999). « Urban food, health, and the environment: The case of Upper Silesia, Poland », dans M. Koc et coll. (dir.), *For Hunger-Proof Cities: Sustainable Urban Food Systems*, Ottawa, Centre de recherches pour le développement international, p. 131-135.
- Biswas, T. K., A. N. Naismith et N. S. Jayawardane (2000). « Performance of a land FILTER technique for pesticide removal from contaminated water », dans J. A. Adams et coll. (dir.), *Soil 2000: New Horizons for a New Century*, Christchurch, Lincoln University, p. 23-24.
- Blackwell, J. et A. Arakel (2004). « Can integration of sequential biological concentration and the SAL-PROCTM processes result in sustainable management of irrigation drainage ? », conférence sur le dessalement, El Paso, octobre 2004, <http://www.geo-processors.com/files/Geo_InternationalSalinityForum05.pdf>.
- Blumenthal, U. J. et coll. (2000). *Guidelines for Wastewater Reuse in Agriculture and Aquaculture: Recommended Revisions Based on New Research Evidence*, Tâche n° 68, Partie 1, WELL Study, École d'hygiène publique et de médecine tropicale de Londres, Loughborough, Londres/Université de Loughborough.
- Bolan, N. S. et coll. (2003). « Effects of organic amendments on the reduction and phytoavailability of chromate in mineral soil », *Journal of Environmental Quality*, vol. 32, p. 120-128.
- Branquinho, C. et coll. (2007). « Revisiting the plant hyperaccumulation criteria to rare plants and earth abundant elements », *Environmental Pollution*, vol. 146, p. 437-443.
- Brooks, R. R. (1977). « Copper and cobalt uptake by *Haumaniastrum* species », *Plant Soil*, n° 48, p. 541-544.
- Brooks, R. R. et coll. (1978). « Copper and cobalt in African species of *Aeolanthus* Mart », *Plant Soil*, n° 50, p. 503-507.
- Brooks, R. R. et coll. (1981). « Studies on manganese-accumulating *Alyxia* from New Caledonia », *Taxon*, vol. 30, p. 420-423.
- Brown, S. L. et coll. (1994). « Zinc and cadmium uptake by *Thlaspi caerulescens* and *Silene cucubalis* in relation to soil metals and soil pH », *Journal of Environmental Quality*, vol. 23, p. 1151-1157.
- Brown, S. L. et coll. (1995a). « Zinc and cadmium uptake by *Thlaspi caerulescens* and *Silene cucubalis* grown on sludge-amended soils in relation to total soil metals and soil pH », *Environmental Science and Technology*, vol. 29, p. 1581-1585.
- Brown, S. L. et coll. (1995b). « Zn and Cd uptake of *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution », *Soil Science Society of America Journal*, vol. 59, p. 125-133.
- Brown, S. L. et coll. (2004). « In situ soil treatments to reduce the phyto- and bio-availability of lead, zinc and cadmium », *Journal of Environmental Quality*, vol. 33, p. 522-531.
- Central Soil Salinity Research Institute (2004). « Use of urban and industrial effluent in agriculture », *Annual Progress Reports (2000-2003)*, Karnal, NATP-MM Project (CSSRI).
- Chaney, R. L. et coll. (2007). « Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies », *Journal of Environmental Quality*, vol. 36, p. 1429-1443.
- Chang, A. C. et coll. (2002). « Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed water and sewage sludge applications in agriculture », report for OMS, <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gwwuchemicals.pdf>.
- Chen, M. et coll. (2003). « Field demonstration of in situ immobilization of soil Pb using P amendments », *Advances in Environmental Research*, vol. 8, p. 93-102.

- Chen, Y., Z. Shen et X. Li (2004). «The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals», *Applied Geochemistry*, vol. 19, p. 1553-1565.
- Chlopecka, A. et D. C. Adriano (1997). «Influence of zeolite, apatite and Fe-oxide on Cd and Pb uptake by crops», *Science of the Total Environment*, vol. 207, n^{os} 2-3, p. 195-206.
- Clemens, S. (2001). «Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis», *Planta*, vol. 212, p. 475-486.
- Cobbett, C. (2003). «Heavy metals and plants – Model system and hyperaccumulators», *New Phytologist*, vol. 159, p. 289-293.
- Collins, A. L. et coll. (2009). «Mitigating diffuse water pollution from agriculture: Riparian buffer strip performance with width», *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, vol. 4, n^o 39, p. 15.
- Cunningham, S. D., W. R. Berti et J. W. Huang (1995). «Phytoremediation of contaminated soils», *Trends in Biotechnology*, vol. 13, p. 393-397.
- Derem, A. et coll. (2006). «Seasonal variations of cadmium and zinc in *Arrhenatherum elatius*, a perennial grass species from highly contaminated soils», *Environmental Pollution*, vol. 140, p. 62-70.
- Dutr  , V. et coll. (1998). «Study of the remediation of a site contaminated with arsenic», *Science of the Total Environment*, vol. 220, n^{os} 2-3, p. 185-194.
- Duxbury, J. M., G. Panaullah et S. Koo-Oshima (2007). *Remediation of Arsenic for Agriculture, Sustainability, Food Security and Health in Bangladesh*, FAO Water Working Paper, Rome, FAO.
- Ensink, J. H. J. et coll. (2002). *Use of Untreated Wastewater in Peri-urban Agriculture in Pakistan: Risks and Opportunities*, Research Report 64, Colombo, Institut international de gestion de l'eau (IWMI), 22 p.
- Finlayson, B. et M. Silburn (1996). «Soil, nutrient and pesticide movements from different land use practices, and subsequent transport by rivers and streams», dans H. M. Hunter et coll. (dir.), *Downstream Effects of Land Use*, Queensland, Département des ressources naturelles, p. 9-14.
- Francesconi, K. et coll. (2002). «Arsenic species in an arsenic hyperaccumulating fern *Pityrogramma calomelanos*: A potential phytoremediator of arsenic-contaminated soils», *Science of the Total Environment*, vol. 284, n^{os} 1-3, p. 27-35.
- García-Sánchez, A., A. Alastuey et X. Querol (1999). «Heavy metal adsorption by different minerals: Application to the remediation of polluted soils», *Science of the Total Environment*, vol. 242, n^{os} 1-3, p. 179-188.
- Gardner, E. A. et coll. (2001). «The FILTER system for tertiary treatment of sewage effluent by land application – its performance in a subtropical environment», *Water Science and Technology*, vol. 10, p. 335-342.
- Goethberg, A., M. Greger et B. E. Bengtsson (2002). «Accumulation of heavy metals in water spinach (*Ipomea aquatica*) cultivated in the Bangkok region, Thailand», *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 21, n^o 9, p. 1934-1939.
- González, R. C. et M. C. A. González-Chávez (2006). «Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes», *Environmental Pollution*, vol. 144, p. 84-92.
- Greman, H. et coll. (2003). «Ethylenediaminedissuccinate as a new chelate for environmentally safe enhanced lead phytoextraction», *Journal of Environmental Quality*, vol. 32, p. 500-506.
- Haidouti, C. (1997). «Inactivation of mercury in contaminated soils using natural zeolites», *Science of the Total Environment*, vol. 208, n^{os} 1-2, p. 105-109.

- Hamilton, A. J. et coll. (2005). « Position of the Australian horticultural industry with respect to the use of reclaimed water », *Agricultural Water Management*, vol. 71, p. 181-209.
- Hamilton, A. J. et coll. (2007). « Wastewater irrigation: The state of play », *Vadose Zone Journal*, vol. 6, n° 4, p. 823-840.
- Hettiarachchi, G. M. et G. M. Pierzynski (2002). « In situ stabilization of soil Pb using phosphorous and manganese oxide », *Journal of Environmental Quality*, vol. 31, p. 564-572.
- Hettiarachchi, G. M., G. M. Pierzynski et M. D. Ransom (2001). « In situ stabilization of soil lead using phosphorous », *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, p. 1214-1221.
- Hussain, S. I. (2000). *Irrigation of Crops with Sewage Effluent: Implications and Movement of Lead and Chromium as Affected by Soil Texture, Lime, Gypsum and Organic Matter*, thèse de doctorat, Département des sciences du sol, Faisalabad, Université de l'agriculture, 190 p.
- Iimura, K. (1981). « Chemical forms and behavior of heavy metals in soils », dans K. Kitagishi et coll. (dir.), *Heavy Metal Pollution in Soils of Japan*, Tokyo, Japan Science Society Press, p. 27-35.
- Iskandar, I. K. et D. C. Adriano (dir.) (1997). *Remediation of Soils Contaminated with Metals, Advances in Environmental Science*, Northwood, Science Reviews.
- Janssen, B. H., H. Boesveld et M. J. Rodriguez (2005). « Some theoretical considerations on evaluating wastewater as a source of N, P and K for crops », *Irrigation and Drainage*, vol. 54, n° S1, p. S35-S47.
- Jayawardane, N. S. (1995). *Wastewater Treatment and Reuse through Irrigation, with Special Reference to the Murray Basin and Adjacent Coastal Areas*, Division des ressources en eau – Divisional Report, n° 95/1, Collingwood, CSIRO.
- Jayawardane, N. S. et coll. (2001). « Management of salinity and sodicity in a land FILTER system, for treating saline wastewater on a saline-sodic soil », *Australian Journal of Soil Research*, vol. 39, p. 1247-1258.
- Jiménez, B. et T. Asano (2008). « Water reclamation and reuse around the world », dans B. Jiménez et coll. (dir.), *Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs*, Londres, IWA Publishing.
- Johnson, S. (2006). « Are we at risk from metal contamination in rice ? », *Rice Today*, juillet-septembre 2006, 36 p.
- Kaul, S. N. et coll. (2002). *Utilization of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*, Science Publishers, Jodhpur, 675 p.
- Kennedy, I. R. (1999). « Environmental fate and transport of cotton pesticides », dans S.A. Hahndorf et coll. (dir.), *Proceedings 1998 Riverine Environment Forum*, Canberra, Commission du bassin Murray-Darling, p. 51-60.
- Kersten, W. J. et coll. (1979). « Nickel uptake by New Caledonian species of *Phyllanthus* », *Taxon*, vol. 28, p. 529-534.
- Kobayashi, E. et coll. (2002). « Association between total cadmium intake calculated from the cadmium concentration in household rice and mortality among inhabitants of the cadmium-polluted Jinzu River basin of Japan », *Toxicology Letters*, n° 129, p. 85-91.
- Koelmans, A. A. et coll. (2006). « Black carbon: The reverse of its dark side », *Chemosphere*, vol. 63, p. 365-377.
- Kukier, U. et R. L. Chaney (2001). « Amelioration of nickel phytotoxicity in muck and mineral soils », *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, p. 1949-1960.
- Kumar, P. B. A. N et coll. (1995). « Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils », *Environmental Science and Technology*, vol. 29, p. 1232-1238.
- Lazarova, V. et A. Bahri (2005). *Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscapes, and Turf Grass*, Boca Raton, CRC Press.

- Lombi, E. et coll. (2001). « Phytoremediation on heavy metal contaminated soils. Natural hyper-accumulation versus chemically enhanced phytoextraction », *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, p. 1919-1926.
- Lombi, E. et coll. (2004). « Assessment of the use of industrial byproducts to remediate a copper and arsenic contaminated soil », *Journal of Environmental Quality*, vol. 33, p. 902-910.
- Maas, E. V. et S. R. Grattan (1999). « Crop yields as affected by salinity », dans R. W. Skaggs et coll. (dir.), *Agricultural Drainage*, Madison, ASA-CSSA-SSSA, p. 55-108.
- Madrid, F., M. S. Liphadzi et M. B. Kirkham (2003). « Heavy metal displacement in chelate-irrigated soil during phytoremediation », *Journal of Hydrology*, vol. 272, p. 107-119.
- Mahatantila, K. et coll. (2008). « Spatial and temporal changes of hydrogeochemistry in ancient tank cascade systems in Sri Lanka: Evidence for a constructed wetland », *Water and Environment Journal*, vol. 22, p. 17-24.
- Malliou, E., M. Loizidou et N. Spyrellis (1994). « Uptake of lead and cadmium on clinoptilolite », *Science of the Total Environment*, vol. 149, n° 3, p. 139-144.
- McGowen, S. L., N. T. Basta et G. O. Brown (2001). « Use of diammonium phosphate to reduce heavy metal solubility and transport in smelter-contaminated soil », *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, p. 493-500.
- McLaughlin, M. J. et B. R. Singh (1999). *Cadmium in Soils and Plants*, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 271 p.
- Meharg, A. A. et coll. (2008). « Speciation and localization of arsenic in white and brown rice grains », *Environmental Science and Technology*, vol. 42, n° 4, p. 1051-1057.
- Melamed, R. et coll. (2003). « Field assessment of lead immobilization in a contaminated soil after phosphate application », *Science of the Total Environment*, vol. 305, n° 1-3, p. 117-127.
- Minhas, P. S. (1996). « Saline water management for irrigation in India », *Agricultural Water Management*, vol. 30, p. 1-24.
- Mitra, A. et S. K. Gupta (1999). « Effect of sewage water irrigation on essential plant nutrient and pollutant element status in a vegetable growing area around Calcutta », *Journal of the Indian Society of Soil Science*, n° 47, p. 99-105.
- Murtaza, G. et coll. (2009). « Disposal and use of sewage on agricultural lands in Pakistan: A review », *Pedosphere*, vol. 20, n° 1, p. 23-34.
- Nhapi, I. (2004). « Potential for the use of duckweed-based pond systems in Zimbabwe », *Water SA*, vol. 30, n° 1, 115 p.
- Nhapi, I. et coll. (2002). « Effluent polishing via pasture irrigation in Harare, Zimbabwe », *Water Science and Technology*, vol. 46, n° 9, p. 287-295.
- Nordberg, G. (2003). « Cadmium and human health: A perspective based on recent studies in China », *Journal of Trace Elements and Experimental Medicine*, vol. 16, n° 4, p. 307-319.
- OMS (2006a). *Guidelines for Drinking-Water Quality, Incorporating First Addendum: Volume 1, Recommendations*, 3^e édition, Genève, Organisation mondiale de la santé, <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf>.
- OMS (2006b). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Oste, L. A., T. M. Lexmond et W. H. van Reimsdijk (2002). « Metal immobilization in soils using synthetic zeolites », *Journal of Environmental Quality*, vol. 31, p. 813-821.
- Oster, J. D. (1994). « Irrigation with poor quality water », *Agricultural Water Management*, vol. 25, p. 271-297.
- Oster, J. D., I. Shainberg et I. P. Abrol (1999). « Reclamation of salt affected soils », dans R. W. Skaggs et coll. (dir.), *Agricultural Drainage*, Madison, ASA-CSSA-SSSA, WI, p. 659-691.

- Parker, D. R., A. L. Page et D. N. Thomason (1991). « Salinity and boron tolerances of candidate plants for the removal of selenium from soils », *Journal of Environmental Quality*, vol. 20, p. 157-164.
- Patwardhan, A. D. (2008). *Industrial Waste Water Treatment*, New Delhi, Prentice Hall of India, 292 p.
- Pescod, M. B. (dir.) (1992). *Wastewater Treatment and Use in Agriculture*, Irrigation and Drainage Paper, n° 47, Rome, FAO.
- Pettygrove, G. S. et T. Asano (dir.) (1985). *Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater – A Guide Manual*, Chelsea, Lewis Publishers.
- Pilon-Smits, E. (2005). « Phytoremediation », *Annual Review of Plant Biology*, vol. 56, p. 15-39.
- Qadir, M., A. Ghafoor et G. Murtaza (2000). « Cadmium concentration in vegetables grown on urban soils irrigated with untreated municipal sewage », *Environment, Development and Sustainability*, vol. 2, p. 11-19.
- Qadir, M. et P. S. Minhas (2008). « Wastewater use in agriculture : Saline and sodic waters », dans S. W. Trimble (dir.), *Encyclopedia of Water Science*, New York, Taylor and Francis, p. 1307-1310.
- Qadir, M. et J. D. Oster (2004). « Crop and irrigation management strategies for saline-sodic soils and waters aimed at environmentally sustainable agriculture », *Science of the Total Environment*, vol. 323, p. 1-19.
- Qadir, M. et coll. (2001). « Amelioration strategies for sodic soils : A review », *Land Degradation and Development*, vol. 12, p. 357-386.
- Qadir, M. et coll. (2007a). « Non-conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries », *Agricultural Water Management*, vol. 87, p. 2-22.
- Qadir, M. et coll. (2007b). « Agricultural use of marginal-quality water – Opportunities and challenges », dans D. Molden (dir.), *Water for Food, Water for Life : A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*, Londres, Earthscan, p. 425-457.
- Qadir, M. et coll. (2008). « Productivity enhancement of salt-affected environments through crop diversification », *Land Degradation and Development*, vol. 19, p. 429-453.
- Quirk, J. P. (2001). « The significance of the threshold and turbidity concentrations in relation to sodicity and microstructure », *Australian Journal of Soil Research*, vol. 39, p. 1185-1217.
- Rhoades, J. D. (1989). « Intercepting, isolating and reusing drainage waters for irrigation to conserve water and protect water quality », *Agricultural Water Management*, vol. 16, p. 37-52.
- Robinson, B. H., R. R. Brooks et B. E. Clothier (1999). « Soil amendments affecting nickel and cobalt uptake by *Berkheya coddii* : Potential use for phytomining and phytoremediation », *Annals of Botany*, vol. 84, p. 689-694.
- Römkens, P. et coll. (2001). « Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils », *Environmental Pollution*, vol. 116, p. 109-121.
- Salt, D. E. et coll. (1996). « Phytoremediation : A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants », *Biotechnology*, vol. 13, p. 468-474.
- Schwartz, C., G. Echevarria et J. L. Morel (2003). « Phytoextraction of cadmium with *Thlaspi caerulescens* », *Plant and Soil*, vol. 249, p. 27-35.
- Sharma, D. P. et K. V. G. K. Rao (1998). « Strategy for long term use of saline drainage water for irrigation in semi-arid regions », *Soil Tillage Research*, vol. 48, p. 287-295.
- Shennan, C. et coll. (1995). « Feasibility of cyclic reuse of saline drainage in a tomato-cotton rotation », *Journal of Environmental Quality*, vol. 24, p. 476-486.

- Simmons, R. W. et coll. (2005). «Elevated levels of cadmium and zinc in paddy soils and elevated levels of cadmium in rice grain downstream of a zinc mineralized area in Thailand: Implications for public health», *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 27, p. 501-511.
- Simmons, R. W. et coll. (2009). «Cadmium-hazard mapping using a general linear regression model (Irr-Cad) for rapid risk assessment», *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 31, p. 71-79.
- Singh, S. P., L. Q. Ma et W. G. Harris (2001). «Heavy metal interactions with phosphatic clay», *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, p. 1961-1968.
- Stevens, D. et M. J. McLaughlin (2006). «Managing risks to soil and plant health from key metals and metalloids in irrigation waters», dans D. Stevens (dir.), *Growing Crops with Reclaimed Wastewater*, Collingwood, CSIRO Publishing, p. 139-146.
- Strom, P. F. (2006). «Introduction to phosphorus removal. Invited presentation for Wastewater Treatment Operator's Workshop», 91^e rencontre annuelle, Atlantic City, NJWEA.
- Su, N. et coll. (2005). «Simulating water and salt movement in tile-drained fields irrigated with saline water under a Serial Biological Concentration management scenario», *Agricultural Water Management*, vol. 78, p. 165-180.
- Swaddiwudhipong, W. et coll. (2007). «Cadmium-exposed population in Mae Sot District, Tak Province: 1. Prevalence of high urinary cadmium levels in the adults», *Journal of the Medical Association of Thailand*, vol. 90, p. 143-148.
- Tanji, K. et N. C. Kielen (2002). *Agricultural Drainage Water Management in Arid and Semi-arid Areas*, Irrigation and Drainage Paper 61, Rome, FAO.
- Teeyakasem, W. et coll. (2007). «Monitoring of cadmium toxicity in a Thai population with high-level environmental exposure», *Toxicology Letters*, vol. 169, p. 185-195.
- Toze, S. (2006a). «Reuse of effluent water – Benefits and risks», *Agricultural Water Management*, vol. 80, p. 147-159.
- Toze, S. (2006b). «Water reuse and health risks – Real vs. Perceived», *Desalination*, vol. 187, p. 41-51.
- Tu, C. et L. Q. Ma (2002). «Effects of arsenic concentration and forms on arsenic uptake by the hyperaccumulator», *Journal of Environmental Quality*, vol. 31, p. 641-647.
- USDA (2000). *Conservation Buffers to Reduce Pesticide Losses*, Washington, United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
- USEPA (1997). *Technology Alternatives for the Remediation of Soils Contaminated with As, Cd, Cr, Hg and Pb*, EPA/540/S-97/500, Washington, Office of Emergency and Remedial Response.
- Vanthuyne, M. et A. Maes (2002). «The removal of heavy metals from contaminated soil by a combination of sulfidisation and floatation», *Science of the Total Environment*, vol. 290, n^{os} 1-3, p. 69-80.
- Virkutyte, J., M. Sillanpää et P. Latostenmaa (2002). «Elektrokinetic soil remediation – Critical review», *Science of the Total Environment*, vol. 289, p. 97-121.
- Warren, G. P. et B. J. Alloway (2003). «Reduction of arsenic uptake by lettuce with ferrous sulphate applied to contaminated soil», *Journal of Environmental Quality*, vol. 32, p. 767-772.
- Warren, G. P. et coll. (2003). «Field trials to assess the uptake of arsenic by vegetables from contaminated soils and soil remediation with iron oxides», *Science of the Total Environment*, vol. 311, n^{os} 1-3, p. 19-33.
- Williams, P. N. et coll. (2006). «Increase in rice grain arsenic for regions of Bangladesh irrigating paddies with elevated arsenic in groundwaters», *Environmental Science and Technology*, vol. 40, n^o 16, p. 4903-4908.

- Wong, J. W. C. et coll. (2004). « Alkaline biosolids and EDTA for phytoremediation of an acidic loamy soil spiked with cadmium », *Science of the Total Environment*, vol. 324, n^{os} 1-3, p. 235-246.
- Wongkongkatep, J. et coll. (2003). « Arsenic uptake by native fern species in Thailand : Effect of chelating agents on hyperaccumulation of arsenic by *Pityrogramma calomelanos* », *Journal of Environmental Science and Health*, vol. 38, n^o 12, p. 2773-2784.
- Wu, L. H. et coll. (2004). « EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 102, p. 307-318.
- Xue, S. G. et coll. (2004). « Manganese uptake and accumulation by the hyperaccumulator plant *Phytolacca acinosa* Roxb (Phytolaccaceae) », *Environmental Pollution*, vol. 131, p. 393-399.
- Zaurov, D. E., P. Perdomo et I. Raskin (1999). « Optimizing soil fertility and pH to maximize cadmium removal by Indian mustard from contaminated soils », *Journal of Plant Nutrition*, vol. 22, p. 977-986.
- Zhang, W. et coll. (2002). « Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant », *Science of the Total Environment*, vol. 300, n^{os} 1-3, p. 167-177.
- Zhu, B. et A. K. Alva (1993). « Trace metal and cation transport in a sandy soil with various amendments », *Soil Science Society of America Journal*, vol. 57, n^o 3, p. 723-727.
- Zhu, Y. G., S. B. Chen et J. C. Yang (2004). « Effects of soil amendments on lead uptake by two vegetable crops from a lead-contaminated soil from Anhui, China », *Environment International*, vol. 30, n^o 3, p. 351-356.

Page Laissée Vide Intentionnellement

Application de l'approche à barrières multiples pour réduire les risques microbiens dans le secteur post-récolte des légumes irrigués avec des eaux usées

Sanja Ilic, Pay Drechsel, Philip Amoah et Jeffrey T. LeJeune

■ RÉSUMÉ

Les interventions post-récolte constituent un élément important d'une approche à barrières multiples dans la réduction des risques sanitaires associés aux cultures irriguées avec des eaux usées, comme le recommande l'édition 2006 des directives de l'OMS relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées. Cette approche s'inspire des principes d'autres approches de gestion des risques, notamment du concept d'analyse des risques et maîtrise des points critiques (HACCP). Les mesures post-récolte sont particulièrement importantes, puisqu'elles peuvent aborder le problème de la pré-contamination potentielle aux champs, et également de la contamination qui peut se produire après le départ des cultures des champs. Les facteurs clés qui influencent la contamination microbienne le long du circuit depuis les champs jusqu'à la table du consommateur sont l'hygiène de base et la gestion de la température. Ces deux facteurs ne sont cependant pas bien contrôlés dans la plupart des pays en développement où la contamination et la prolifération microbienne sont soutenues par une faible éducation, une sensibilisation aux risques limitée, des infrastructures techniques rudimentaires et des règlements non appliqués. Face à ces défis, les stratégies les plus efficaces pour améliorer la sécurité alimentaire concerneront des interventions à de multiples points de contrôle le long de la chaîne de production, en mettant l'accent

sur les objectifs de sécurité locale et des programmes éducatifs novateurs qui s'adaptent aux connaissances, à la culture et aux perceptions des risques à l'échelle locale. Les objectifs de réduction des risques sanitaires liés à l'utilisation sans risque des eaux usées recommandés par l'OMS (2006) fournissent la souplesse nécessaire pour l'atténuation des risques, et ce, en conformité avec le concept d'objectifs en matière de salubrité alimentaire (OSA).

■ INTRODUCTION

Les infections microbiennes d'origine alimentaire constituent un sérieux problème de santé publique à l'échelle internationale et une cause importante de mortalité dans les pays en développement (OMS, 1996, 2006). Les problèmes sous-jacents à la sécurité alimentaire diffèrent considérablement entre les pays en développement et les régions les plus développées du monde (Nicolas et coll., 2007). La sécurité alimentaire dans les pays en développement est influencée par un certain nombre de facteurs. Dans le contexte de l'irrigation avec des eaux usées, la préoccupation principale est la pollution environnementale accrue des régions urbaines, qui ne peuvent supporter le changement de comportement des consommateurs citadins qui adoptent des diètes plus internationales, notamment les fruits et salades mangées crues. Il y a des risques de contamination élevés (non seulement en ce qui concerne les fruits et légumes) à toutes les étapes de production, de traitement et de distribution qu'il est très difficile de contrôler par les règlements en raison des contraintes courantes au sein des infrastructures d'appui (la chaîne froide) et des capacités institutionnelles.

Les approches à adopter pour relever ce défi ont été examinées au cours de nombreuses années dans différentes divisions de l'OMS et de la FAO qui s'occupent de la qualité des aliments et de la santé. Les directives de l'OMS (2006) relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées présentent seulement un concept parmi plusieurs. Toutefois, bien que des terminologies différentes soient utilisées, il y a un large consensus sur la meilleure voie à suivre.

L'initiative la plus connue est le *Codex Alimentarius* qui invite les pays à œuvrer pour une sécurité alimentaire internationale et des normes de qualité. Des recommandations connexes, également pour les légumes mangés crus, sont décrites dans des codes internationaux des bonnes pratiques (CAC, 2003a, 2003b). Reconnaisant la complexité de la situation actuelle en matière de sécurité alimentaire au sein des pays et entre eux, l'OMS et la FAO préconisent des interventions ciblées en utilisant l'analyse des risques microbiologiques comme base pour le renforcement des programmes de contrôle de la sécurité alimentaire. En partie par le biais des activités du *Codex Alimentarius* et de consultations d'experts, les deux organisations ont élaboré une série de directives et de rapports qui décrivent en détail les différentes étapes de l'analyse et de la gestion des risques (FAO/OMS, 2008; Gorris, 2005).

L'évaluation quantitative des risques microbiens peut contribuer à l'identification des points de contrôle critiques (Seidu et coll., 2008). Cependant, dans de nombreux pays, les résultats sont prévisibles étant donné la situation générale de non-conformité aux normes. Le concept de maîtrise des points critiques ressemble à l'approche à barrières multiples recommandée par différents organismes nationaux et internationaux pour la sécurité de l'eau potable, et aussi par l'OMS (2006), quant aux questions de sécurité alimentaire associées aux eaux usées. L'approche reconnaît que bien que chaque barrière individuelle ne soit pas nécessairement capable d'éliminer complètement la contamination ou de l'empêcher, et par conséquent de protéger la santé publique, si les barrières sont utilisées ensemble, elles fournissent une plus grande assurance que l'eau ou les aliments seront sécuritaires au point de consommation.

Lorsqu'il n'y a pas d'évaluation quantitative des risques, il est toujours possible d'établir des objectifs locaux en matière de salubrité alimentaire (OSA) (encadré 12.1) qui associent la gestion opérationnelle de sécurité alimentaire aux objectifs de santé publique (FAO/OMS, 2002). Les OSA fondés sur la santé se rapportent au temps et au point de consommation, ce qui donne une flexibilité quant à la contribution individuelle des différents points de contrôle à l'objectif global de réduction des risques. Cette souplesse reconnaît également que les chaînes alimentaires peuvent être très différentes, mais qu'elles devraient néanmoins se conformer à un objectif de santé commune (Gorris, 2005). Dans le contexte des objectifs d'ordre sanitaire, le but ultime est d'avoir un effet mesurable sur des résultats spécifiques pour la santé, tels que les maladies diarrhéiques. Bien que les mesures et objectifs de seuil pour les paramètres « en amont » (la qualité de l'eau d'irrigation par exemple) varient d'un système à l'autre et sont souvent inatteignables, l'approche OSA est considérée comme un succès tant que le résultat final d'améliorer la santé est assuré par un ou plusieurs des points (barrières) de contrôle avant que les aliments ne soient servis.

L'édition 2006 des directives de l'OMS relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées (OMS, 2006) reflète cette philosophie et recommande une approche « à barrières multiples » pour la réduction des risques pour la santé, notamment lorsque le traitement conventionnel des eaux usées n'est pas efficace (figure 12.1). Les objectifs sanitaires s'expriment en AVCI évitées (voir le chapitre 2). Les directives s'inspirent du système d'analyse des risques et de maîtrise des points critiques (HACCP) et de ses prérequis : les bonnes pratiques agricoles (BPA), les bonnes pratiques de fabrication (BPF) et les bonnes pratiques d'hygiène (BPH), qui sont reconnues par la *Commission du Codex Alimentarius* comme un coût moyen efficace pour améliorer la sécurité alimentaire à toutes les étapes de la chaîne d'approvisionnement alimentaire (OMS, 1996).

**Encadré 12.1 TERMES ET DÉFINITIONS DES CONCEPTS CLÉS
EN MATIÈRE DE CONTRÔLE DES PRODUITS ALIMENTAIRES
EN FONCTION DU RISQUE**

Niveau approprié de protection (NAP)

Le niveau de protection jugé approprié par le pays qui établit une mesure sanitaire ou phytosanitaire en vue de protéger la vie ou la santé des humains, des animaux et des plantes sur son territoire (WTO, 1995).

Objectif de sécurité alimentaire (OSA)

La fréquence maximale ou la concentration d'un élément dangereux dans un aliment au moment de la consommation qui assure ou contribue à un niveau approprié de protection (NAP) (CAC, 2004).

Objectifs d'ordre sanitaire

Les objectifs d'ordre sanitaire sont fixés par les autorités nationales à un niveau défini de protection de la santé pour une exposition donnée. Cela peut reposer sur une mesure de maladie ou sur l'absence d'une maladie spécifique liée à l'exposition (OMS 2004, 2006).

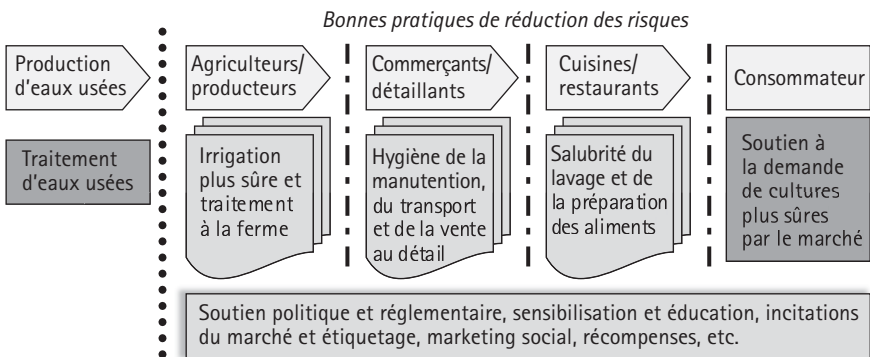
Mesures de contrôle (MC)

Toute action et activité qui peuvent être utilisées pour prévenir ou éliminer un danger pour la sécurité alimentaire ou à le réduire à un niveau acceptable (il peut s'agir de spécifications microbiologiques, de directives pour le contrôle des pathogènes, de codes d'hygiène, de critères microbiologiques, d'informations spécifiques, par exemple l'étiquetage, la formation, l'éducation et autres) (ICMSF, 2002).

Approche à barrières multiples

La protection contre les contaminants a lieu à chaque étape le long du parcours de l'eau aux aliments, avec comme point de départ la source des eaux usées, puis l'installation des infrastructures de traitement, et s'étendant à travers les champs et la chaîne commerciale jusqu'à la cuisine, où les aliments sont préparés puis éventuellement servis (OMS, 2006 ; modifié).

Figure 12.1 APPROCHE À BARRIÈRES MULTIPLES DANS LA CHAÎNE ALIMENTAIRE DES EAUX USÉES OÙ LE TRAITEMENT SEUL EST UNE BARRIÈRE INSUFFISANTE AUX PATHOGÈNES



Source : D'après le concept HACCP, IWMI (non publié).

Bien que l'eau d'irrigation polluée microbiologiquement soit le facteur majeur de contamination des cultures légumières aux champs, elle ne constitue qu'un des facteurs de risque parmi plusieurs depuis la production jusqu'à la consommation. Il y a d'autres sources de pathogènes et de dangers non pathogènes. En considérant seulement les pathogènes, ils peuvent contaminer les tissus comestibles des plantes à n'importe quelle étape de la production à la consommation, par le biais du sol, des semences, de l'air ou de l'eau. Compte tenu des différences dans les chaînes de production alimentaire existantes, avec une très grande variété de structures, de logistiques et d'intervenants, et du fait qu'elles changeront sans doute rapidement, la mise à niveau et la diversification continues, la gestion de la sécurité alimentaire à toutes les échelles (régionale, nationale, locale, à l'usine) constitue un défi (Gorris, 2005). Cela montre le besoin crucial de prendre de multiples précautions à différentes barrières ou divers points de contrôle critiques pour les pathogènes. Dans le chapitre 10, les auteurs ont présenté des mesures mises en œuvre aux champs, alors que ce chapitre se concentre sur les barrières dans le secteur post-récolte. Elles abordent deux objectifs importants : minimiser toute contamination existante lors de la production primaire (c'est-à-dire aux champs) ; et éviter toute contamination supplémentaire qui peut survenir par le biais d'une contamination croisée et de pratiques d'hygiène sous-optimales au cours de la récolte, du transport, de la transformation, de la commercialisation, de la manutention et de la préparation des aliments.

■ 1. FACTEURS BIOPHYSIQUES AYANT UNE INFLUENCE SUR LA RÉDUCTION DES RISQUES

Les contaminants provenant des eaux usées peuvent se fixer sur la surface végétale, être absorbés par les racines ou ailleurs dans le tissu végétal. Du point de vue de la sécurité alimentaire, la dernière voie est moins importante, en raison des faibles concentrations de pathogènes qui peuvent pénétrer le tissu de plantes saines en comparaison à ceux qui peuvent se déposer à la surface. Bien qu'il ait été démontré que certains agents pathogènes humains, comme *Salmonella* spp., peuvent survivre et croître à l'intérieur de certains légumes, leur reproduction est généralement limitée dans ces conditions (Jablasone et coll., 2004 ; Serani et coll., 2008 ; Shi et coll., 2007 ; Solomon et coll., 2002 ; Tsai et Ingham, 1997 ; Zhuang et coll. 1995). Il est plus probable que les pathogènes pénètrent dans les plantes qui sont blessées ou endommagées (Aruscavage et coll., 2008 ; Fatemi et coll., 2006)¹. Le plus grand facteur de risque, en ce qui a trait à l'exposition quantitative aux pathogènes, est la contamination de la surface des cultures, particulièrement lorsque la surface est grande, comme celle des légumes-feuilles.

1. La situation est différente en ce qui concerne les produits chimiques, principalement pour les métaux lourds. De plus, certaines cultures comme les concombres ou les carottes sont capables d'absorber des produits chimiques organiques plus petits, tels les chlorobenzènes et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (Collins et coll., 2006).

Comprendre l'écologie des bactéries pathogènes sur la surface des plantes peut mener à l'élaboration de stratégies d'intervention visant à prévenir, réduire ou éliminer la contamination. Pratiquement n'importe quel fruit ou légume peut servir de véhicule à tout pathogène, à condition que le pathogène survive en nombre suffisant sur le produit jusqu'au moment de le consommer. Les facteurs communs qui influencent la survie des pathogènes comprennent la dose initiale de contamination, le temps et les conditions environnementales (tableau 12.1). Le tableau 12.2 montre le taux de mortalité massive de différents groupes de pathogènes à la surface des cultures.

Les conditions environnementales jouent un rôle clé dans la survie des microorganismes sur les surfaces des plantes qui sont sujettes à des fluctuations extrêmes de température et d'humidité (Bunster et coll., 1989), ainsi que sur le nombre et la diversité connexes des bactéries (Ailes et coll., 2008; Ilic et coll., 2008). Cela offre des possibilités d'intervention. La mortalité massive naturelle des bactéries a été décrite comme une méthode importante pour minimiser les risques pour la salubrité en augmentant l'intervalle entre la dernière irrigation (et contamination) et la récolte à plusieurs jours (Aruscavage et coll., 2006; Keraïta et coll., 2007). Malheureusement, cela ne s'applique pas à l'intervalle entre la récolte et la consommation : dès qu'ils sont récoltés, les légumes (feuilles) commencent à se dégrader rapidement et ne peuvent être conservés sur les tablettes afin de faciliter la mortalité massive naturelle.

La situation peut aussi s'aggraver. Comme les cultures sont transportées des champs jusqu'à la table du consommateur, les questions de contamination, de recontamination et de contamination croisée gagnent en importance. Par conséquent, au lieu d'une diminution naturelle des niveaux de contamination après la récolte, plusieurs études ont montré une hausse de la charge microbienne à mesure que les légumes passent des champs aux consommateurs (Ailes et coll., 2008; Ensink et coll., 2007; Ilic et coll., 2008). Des intervalles plus longs peuvent permettre la mortalité massive des bactéries uniquement lorsque la température peut être contrôlée et maintenue à un bas niveau. Mais lorsqu'elle ne peut pas être contrôlée, la prolongation du délai entre la récolte et la consommation peut mener à une hausse de la population bactérienne plutôt qu'à une baisse (encadré 12.2).

■ 2. OPTIONS POUR RÉDUIRE LES RISQUES LE LONG DE LA VOIE DE CONTAMINATION

2.1. Récolte

Différentes voies de contamination sont possibles lors de la récolte de légumes-feuilles verts (Franz et van Bruggen, 2008; Hope et coll., 2008; McEvoy et coll., 2009). Dans les pays développés, la plupart des préoccupations sont traitées par le biais de protocoles normalisés et d'activités mécanisées. Dans les pays en

Tableau 12.1 FACTEURS AYANT UNE INCIDENCE SUR LA SURVIE DES PATHOGÈNES DANS L'ENVIRONNEMENT

Facteurs	Commentaires
Humidité/ précipitations	Les milieux humides favorisent la survie des pathogènes. Les milieux secs facilitent la mortalité massive des pathogènes. L'eau de pluie peut entraîner l'aspersion de sol contaminé sur les cultures.
Température	Le facteur le plus important dans la mortalité massive des pathogènes. L'effet de la température varie selon les pathogènes. Des températures élevées entraînent une mortalité massive rapide ; des températures normales mènent à une survie prolongée. Des températures de congélation peuvent aussi causer la mortalité massive des pathogènes.
Acidité et alcalinité (pH)	Certains virus survivent plus longtemps dans des sols plus acides, c'est-à-dire à de petites valeurs du pH, tandis que les sols alcalins sont associés à une mortalité massive plus rapide pour les virus. Des sols neutres à légèrement alcalins favorisent la survie des bactéries.
Lumière du soleil (rayonnement ultraviolet)	Une lumière directe du soleil entraîne une inactivation rapide des pathogènes par le biais de la dessiccation et de l'exposition au rayonnement ultraviolet.
Type de feuillage et de plante	Certains légumes ont des surfaces gluantes (par exemple le zucchini) ou peuvent absorber les pathogènes de l'environnement (par exemple la laitue, les choux de Bruxelles), entraînant la survie prolongée des pathogènes. Les cultures racines sont davantage sujettes à la contamination et elles facilitent la survie des pathogènes.
Compétition avec la flore et la faune natives	Des effets antagonistes des bactéries ou d'algues peuvent augmenter la mortalité massive. Les bactéries peuvent être la proie de protozoaires.

Source : Strauss (1985) ; modifié.

Tableau 12.2 TEMPS DE SURVIE DE CERTAINS PATHOGÈNES EXCRÉTÉS DANS LE SOL ET SUR LA SURFACE DES CULTURES À 20–30 °C

Pathogènes	Temps de survie	
Virus :	Dans le sol	Sur les cultures
Entérovirus ^a	< 100, mais généralement < 20 jours	< 60, mais généralement < 15 jours
Bactéries :		
Coliformes fécaux	< 70, mais généralement < 20 jours	< 30, mais généralement < 15 jours
<i>Salmonella</i> spp.	< 70, mais généralement < 20 jours	< 30, mais généralement < 15 jours
<i>Vibrio cholera</i>	< 20, mais généralement < 10 jours	< 5, mais généralement < 2 jours
Protozoaires :		
Kystes d' <i>Entamoeba histolytica</i>	< 20, mais généralement < 10 jours	< 10, mais généralement < 2 jours
Helminthes :		
Œufs d' <i>Ascaris lumbricoides</i>	Plusieurs mois	< 60, mais généralement < 30 jours
Larves d'ankylostomes	< 90, mais généralement < 30 jours	< 30, mais généralement < 10 jours
Œufs de <i>Taenia saginata</i>	Plusieurs mois	< 60, mais généralement < 30 jours
Œufs de <i>Trichuris trichiura</i>	Plusieurs mois	< 60, mais généralement < 30 jours

^a Comprend les poliovirus, les échovirus et les Coxsackie.

Source : Feachem et coll. (1983).

Encadré 12.2 DÉFIS MÉTHODOLOGIQUES

Il y a de nombreux défis dans la détection et l'élimination des menaces pathogènes qui nécessitent certaines mises en garde lorsqu'il s'agit de faire des recommandations pour la réduction des risques. Quelques-uns sont mentionnés ici :

- Les conditions d'essai : les études qui ont examiné la survie de pathogènes d'origine alimentaire sur les plantes ont été menées principalement dans des conditions expérimentales (Aruscavage et coll., 2008 ; Jablason et coll., 2005 ; Stine et coll., 2005). Les limites importantes relatives à l'extrapolation de ces expériences à des situations réelles comprennent les inocula initiaux importants souvent utilisés et les conditions non naturelles (c'est-à-dire en serre et en laboratoire) dans lesquelles les plantes sont cultivées.
- La qualité indicatrice : un défi général est l'utilisation de microorganismes indicateurs. La détection de pathogènes spécifiques comme *Shigella* spp., *E. coli* O157:H7 ou *Salmonella* spp. (voir l'encadré 12.1) est à la fois dispendieuse et fastidieuse. Par conséquent, de nombreux chercheurs, notamment dans les pays en développement, mesurent la fréquence et l'importance de la contamination par des coliformes thermotolérants comme substitut de la survie des pathogènes et de l'hygiène des légumes (Ailes et coll., 2008). Cependant, l'utilisation de coliformes comme indicateurs de contamination par des pathogènes est discutable, puisque de nombreux coliformes sont naturellement présents dans l'environnement et sur la surface des plantes, et par conséquent, leur présence peut ne pas indiquer une contamination récente par des pathogènes. En outre, ce groupe d'organismes peut ne pas présenter les mêmes comportements de survie et de fixation que les pathogènes. Cela est particulièrement important lors de l'examen ou de l'évaluation de leur élimination (Ilic et coll., 2008).
- Dépister la contamination : les études qui tentent de trouver les sources de contamination ont souvent tendance à comparer des ensembles d'échantillons pris, par exemple, aux champs et dans les marchés (par ex. Armar-Klemesu et coll., 1998). Toutefois, lorsque les marchés reçoivent leurs produits provenant d'exploitations différentes, cela nécessite des efforts et des quantités d'échantillons importants pour confirmer l'origine de toute différence analysée dans le dénombrement des coliformes. Amoah et coll. (2007a) ont essayé de contourner ce problème en suivant les légumes provenant de différentes exploitations utilisant des eaux usées ou l'eau du robinet pour l'irrigation jusqu'aux points de vente finaux. De cette manière, il était possible d'identifier les points critiques durant lesquels la plupart de la contamination a eu lieu dans la chaîne d'activités de l'exploitation à la consommation.

développement, l'hygiène de base est souvent non respectée en raison de la grande dépendance envers le travail manuel, associée à une pénurie d'eau potable ou d'autres ressources ou à un manque d'éducation.

La récolte est une étape clé le long de la voie de contamination, puisqu'elle implique la lésion des tissus végétaux. Comme mentionné plus haut, les surfaces coupées sont des sites idéaux pour la fixation des pathogènes et elles peuvent aussi servir de point d'entrée aux pathogènes dans les tissus végétaux plus profonds qu'on ne peut désinfecter ou laver (Aruscavage et coll., 2008). Le nettoyage et l'assainissement de l'équipement utilisé pendant la récolte sont une exigence

importante (McEvoy et coll., 2009), mais dont l'applicabilité est limitée dans les petites exploitations des pays en développement où l'eau pour le nettoyage n'est peut-être pas accessible et où les outils entrent toujours en contact avec les mains, les cultures et le sol. Toutefois, comme mentionné plus haut, les dommages aux plantes et l'internalisation des pathogènes lors de la récolte sont notables uniquement lorsque la contamination en surface ne présente pas un facteur de risque plus important.

Pendant la récolte et immédiatement après, les légumes frais sont également exposés à une contamination croisée potentielle provenant de la surface du sol, d'autres intrants agricoles (par exemple du fumier frais) et des manutentionnaires. Il est important de mettre en œuvre des pratiques sanitaires de base pour éviter la contamination à cette étape. L'utilisation des paniers ou des feuilles de plastique pour éviter tout contact entre les ustensiles et les produits et le sol, ou d'autres sources de contaminants potentiellement dangereux peut grandement contribuer à la réduction des risques de contamination lors de la récolte.

Dans les systèmes de production végétale du Nord et du Sud, l'accent est souvent mis sur l'exécution de certaines parties de la transformation alors que les cultures se trouvent encore aux champs. Par exemple, l'étrégnage et l'emballage sur place des têtes de laitue aux États-Unis sont devenus une pratique courante au sein de l'industrie (McEvoy et coll., 2009). De même, en Afrique occidentale, il est courant pour les vendeurs de légumes d'acheter leurs cultures aux champs. Cela leur permet de choisir les plus belles. Toujours aux champs, ils enlèvent les particules du sol des légumes fraîchement récoltés (par exemple les carottes, les laitues et les concombres) en les lavant dans les cours d'eau ou les étangs généralement utilisés pour l'irrigation, comme c'est le cas par exemple au Niger, au Bénin, au Burkina Faso et au Sénégal (Klutse et coll., 2005). Ces sources d'eau sont souvent hautement contaminées, ce qui sape les efforts des cultivateurs pour éviter la contamination et pose un risque important pour les consommateurs, de même que pour tous les intervenants qui participent aux activités subséquentes liées à la manipulation des cultures (Hope et coll., 2008). Il convient de sensibiliser les marchands au sujet des dangers microbiens, et de fournir d'autres sources d'eau acceptables dans lesquelles laver les légumes.

2.2. Transport et stockage

Le principal facteur de risque pour l'augmentation de la charge microbienne sur les légumes frais au cours du transport et du stockage est les températures élevées pendant de longues périodes de temps. Dans de nombreux pays en développement, il y a néanmoins toujours un manque généralisé de système de transport et de stockage conditionnés. Cela explique pourquoi certaines cultures, notamment les plus périssables comme la laitue, sont souvent cultivées dans les villes près des points de vente. Cette proximité urbaine d'autre part se traduit habituellement par une irrigation avec des eaux de surface contaminées (Drechsel et coll., 2008).

Le manque d'entreposage au frais nécessite un transport rapide des champs vers les points de vente et une prévision exacte des quantités à vendre pour éviter les restes. Dans certains pays, les commerçants intermédiaires gagnent du terrain pour l'approvisionnement des grandes surfaces comme les supermarchés. Un goulot d'étranglement courant dans ce cas est l'exposition à la chaleur des légumes déjà emballés dans des sacs en plastique fermés pendant le transport et dans les lieux de stockage intermédiaires, c'est-à-dire avant d'atteindre le supermarché.

Le taux et l'étendue de la croissance microbienne dans les produits frais dépendent principalement de la charge microbienne initiale ainsi que du temps et de la température d'exposition. En règle générale, des températures de stockage plus basses assurent une vie post-récolte plus longue pour les fruits et légumes frais (Nunes, 2008). Entreposer les produits à l'ombre est l'une des quelques méthodes disponibles pour garder les produits plus frais lorsque la réfrigération n'est pas réalisable.

Un autre facteur de risque type pour les pays en développement est la pénurie de véhicules de transport spécialisés. Habituellement, les marchands ou les agriculteurs louent des taxis ou des mini-fourgonnettes qui sont utilisés à d'autres moments pour le transport des navetteurs, du petit bétail ou d'autres produits, ce qui augmente le risque général de contamination croisée.

Dans le nord-est de l'Inde, les agriculteurs transportent souvent leurs produits du champ au marché avec des charrettes à bœufs ou à buffles, puisqu'ils sont le mode de transport le plus abordable. Bien que les pratiques d'emballage aux champs soient presque inexistantes, certains agriculteurs utilisent de la paille pour les cultures telles les tomates comme matériau de rembourrage afin de réduire les dommages mécaniques. Les marchands emballent les tomates dans des cartons plus petits sans ventilation et les envoient dans des marchés éloignés où une grande proportion des produits arrive endommagée et pourrie lorsqu'ils atteignent le consommateur, ce qui accroît les risques pour la sécurité alimentaire (Directorate of Research (Agri), Assam Agricultural University, 2005).

2.3. Transformation et commercialisation

La manutention, la transformation et l'emballage des légumes-feuilles verts s'effectuent différemment dans plusieurs milieux variés à travers le monde. Les normes internationales telles que celles du *Codex Alimentarius* demeurent dans de nombreux pays en développement uniquement un objectif à long terme puisque les conditions, l'éducation, les règlements et les infrastructures (la réfrigération, les moyens de transport, etc.) à l'échelle locale, y compris le contrôle, ne peuvent pas encore atteindre ce qui se fait dans des pays plus développés.

La première étape de traitement des légumes frais dans les chaînes locales des marchés africains et asiatiques est souvent l'élimination des particules de sol et de poussières pour améliorer leur apparence générale et leur valeur

marchande. Par exemple, au Ghana, l'élimination simple des feuilles extérieures («laidés») des légumes dans les marchés réduit le nombre de coliformes de 0,5 unité logarithmique (pour la laitue) à 1 unité (pour le chou) (M. Akple, communication pers.). Couper le chou en plus petites unités par contre augmente la surface et le nombre de coliformes, ce qui montre que chaque manipulation des légumes frais dans la chaîne de transformation peut s'avérer être une source de contamination si les mesures de prévention, comme la propreté des équipements de transformation et des environs, y compris l'hygiène, la santé et la formation adéquate du personnel, sont inappropriées.

Comme dans toutes les étapes de production et de transformation, les travailleurs peuvent être la source clé de la contamination des produits par des pathogènes, principalement des virus (norovirus, hépatite A) et des bactéries (*Shigella*, *Salmonella*, etc.). Les deux étapes principales et fondamentales pour la réduction des risques seraient d'offrir suffisamment d'installations pour se laver les mains et d'éviter que des personnes malades récoltent ou manipulent les produits. Cependant, les deux recommandations font face à des défis importants dans les pays en développement. D'une part, les associations de travailleurs pour la protection de la santé des fournisseurs et des travailleurs dans les restaurants formels et informels sont généralement inexistantes. D'autre part, le taux d'urbanisation a dépassé celui du développement des infrastructures sanitaires. Par exemple, une enquête sur les marchés de la capitale du Ghana, Accra, a révélé que seulement 31 pour cent des marchés urbains possèdent un système de drainage, 26 pour cent ont des toilettes et 34 pour cent sont connectés à une conduite d'eau courante (Nyanteng, 1998). Ces données sont similaires à celles indiquées par une enquête mondiale sur les aliments de rue (OMS, 1996).

2.4. Point de vente final

Lorsque le manque d'infrastructures locales ne permet pas d'offrir des conditions hygiéniques acceptables, comme décrit dans la section précédente, la relocalisation des marchés ou de kiosques d'aliments est souvent discutée, particulièrement pour ceux qui sont informels. Toutefois, l'OMS (1996) a noté à juste titre que les marchands ambulants font, dans de nombreux pays, partie intégrante du tissu social et culturel de leurs communautés. Par conséquent, un effort devrait être fait pour les maintenir aussi près que possible de leurs sites actuels, même si certaines installations sanitaires ne sont pas disponibles. Il y a au moins deux raisons pour cela :

1. L'offre de nouveaux sites éloignés des lieux traditionnels entraîne généralement des désavantages commerciaux, ce qui mène à une faible adoption ou à la réapparition informelle des kiosques près de l'ancien site.
2. Bien que de meilleures conditions sanitaires puissent réduire le nombre de facteurs de risques, elles n'auront pas nécessairement un effet automatique sur la contamination des matières premières, la contamination

croisée, les comportements hygiéniques du personnel, les mauvaises habitudes de préparation des aliments ou les capacités de maintien de la chaleur ou de la fraîcheur.

Par conséquent, la délocalisation ne devrait pas être considérée comme une panacée pour résoudre les problèmes liés à la piètre salubrité des aliments. En effet, l'atténuation des risques doit commencer aux champs (voir le chapitre 10) et continuer pendant la récolte.

Le dernier point de vente peut être un marché de rue, un supermarché ou un restaurant qui offre, par exemple, une salade fraîche. Bien que les normes qui régissent ces entités varient considérablement dans les pays en développement, les considérations générales en matière de sécurité alimentaire sont similaires et encore une fois, sont davantage tributaires de la capacité à garder les produits à basse température et bien protégés de la contamination. Dans les climats chauds, notamment, il est souvent impossible de conserver des légumes-feuilles non vendus pour le lendemain à cause de la détérioration du produit. Même pendant la journée, l'eau est souvent utilisée pour rafraîchir ou réhydrater (tonifier) les fruits et légumes présentés. Changer cette eau une fois dans la journée peut déjà contribuer à diminuer le nombre moyen de coliformes fécaux sur la laitue jusqu'à une unité logarithmique, comme l'a indiqué une analyse comparative (Drechsel et coll., 2000). Néanmoins, dans de nombreux pays en développement où il est difficile de changer l'eau, les légumes sont rafraîchis et lavés au fil de la journée avec la même eau, ce qui peut provoquer une contamination croisée importante (Amoah et coll., 2007a).

En théorie, l'utilisation de pastilles de chlore pourrait aider, mais si les solutions utilisées pour la décontamination ne sont pas régulièrement changées, l'eau de traitement peut elle-même devenir une source de contamination. Par conséquent, des directives claires sur les doses et les fréquences de reconstitution de l'eau et les désinfectants devraient être fournies et suivies. La nécessité d'aborder la motivation pour laver ou rafraîchir les légumes à vendre est encore plus importante. La motivation la plus évidente est la présentation de produits « frais », qui reflète les préférences et les critères d'achat des consommateurs. Cela ne se traduit pas automatiquement par des produits « sécuritaires », mais ça peut servir de point de départ pour des campagnes de sensibilisation. De telles campagnes devraient s'inspirer d'études sur les perceptions locales. À Kumasi, au Ghana, des étudiants en santé publique ont travaillé comme stagiaires pendant plusieurs semaines dans des établissements de restauration variés (kiosques de rue, cantines, restaurants), observant les comportements et essayant de comprendre les limites et les possibilités pour augmenter l'hygiène des aliments (Rheinländer et coll., 2008). Selon leurs conclusions, les consommateurs évitaient les risques associés à la salubrité des aliments en évaluant la propreté et la fiabilité des fournisseurs. Ils ont aussi trouvé que les fournisseurs mettaient l'accent sur ces attributs, tout en ignorant les pratiques de base en matière de salubrité des aliments.

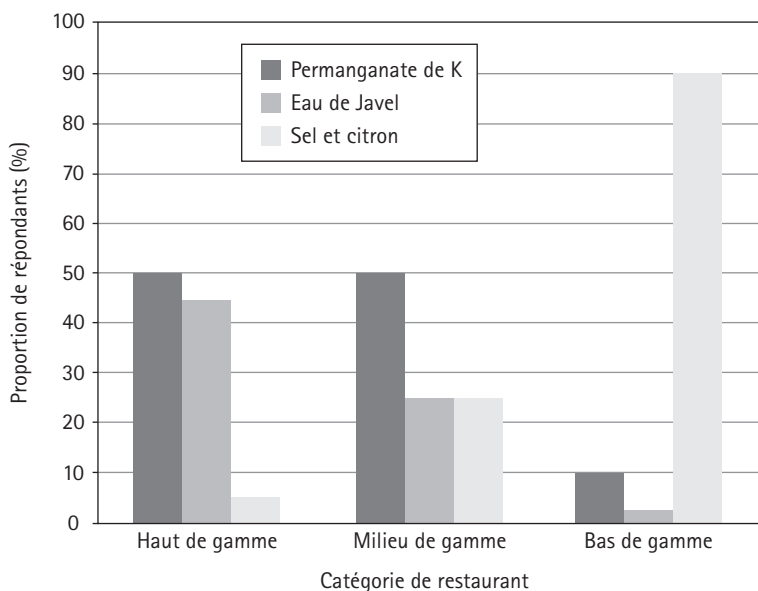
2.5. Consommation à la maison et dans les restaurants

Les diètes varient et la consommation de salades crues n'est pas courante dans chaque pays ou région. Cependant, les légumes-feuilles frais sont de plus en plus consommés dans les centres urbains, par exemple en Afrique subsaharienne, comme complément moderne des aliments prêts à manger à base de riz. Au Ghana par exemple, plus de 90 pour cent des laitues produites se retrouvent dans le secteur des aliments de rue ; à Accra seulement, au moins 200 000 résidents de différentes classes socioéconomiques consomment de la laitue ou du chou tous les jours. La plupart de ces produits sont cultivés sur des parcelles agricoles urbaines et périurbaines irriguées avec de l'eau polluée (Amoah et coll., 2005, 2007a ; Obuobie et coll., 2006).

Alors que les marchés, le transport et le commerce peuvent être influencés (et dans certains pays, également réglementés) par les directives et les mesures de contrôle gouvernementales, le comportement des consommateurs ne peut guère être contrôlé par la réglementation officielle (Fischer et coll., 2007). Par contre, s'ils sont sensibilisés aux risques, les consommateurs devraient avoir un incitatif de taille pour choisir des comportements de manipulation sécuritaires en raison des effets directs et immédiats sur leur propre santé. Le défi est de savoir si cette sensibilisation influence vraiment les comportements et sur quelle information elle repose. Des enquêtes menées dans 210 restaurants et 950 ménages de sept pays d'Afrique occidentale ont révélé par exemple que le lavage de légumes est courant chez 56 à 90 pour cent des ménages urbains et chez 80 à 100 pour cent des restaurants (Amoah et coll., 2007b ; Klutse et coll., 2005).

Les raisons pour le lavage variaient entre les villes et les pays, en fonction généralement des normes éducatives et économiques, de l'accessibilité à certains désinfectants et des traditions locales. Dans certains ménages, les légumes étaient lavés principalement pour enlever la saleté, le sable, les poussières et, plus rarement, les résidus chimiques agricoles. Dans d'autres ménages et restaurants, il a été réalisé expressément pour réduire le risque de pathogènes et de maladies diarrhéiques (Amoah et coll., 2007b ; Klutse et coll., 2005). Les désinfectants les plus couramment utilisés dans les restaurants de l'Afrique occidentale francophone étaient l'eau de Javel ® (55 pour cent des cas) et le permanganate de potassium (K) (31 pour cent), suivi du sel, du citron ou du savon. Au Ghana anglophone, l'utilisation d'eau de Javel était inconnue et le niveau de conscience général quant à la contamination par des pathogènes semblait être plus faible (Amoah et coll., 2007b). Parmi les classes les plus inférieures des villes francophones sélectionnées, il y avait une tendance claire d'utiliser uniquement de l'eau ou de l'eau avec du sel, du savon ou du jus de citron, tandis que dans les ménages et restaurants des classes moyennes et supérieures, l'utilisation d'eau de Javel ou de permanganate semblait prédominer (figure 12.2).

Figure 12.2 TYPES DE DÉSINFECTANTS UTILISÉS SELON LA CATÉGORIE DE RESTAURANTS À COTONOU (BÉNIN)



Source : Amoah et coll. (2007b).

Au Ghana, différentes solutions comportant du sel et du vinaigre sont surtout utilisées en plus du lavage dans de l'eau seulement. Le sel est préféré au vinaigre pour des raisons de coût, mais les deux semblaient hautement inefficaces dans les faibles concentrations ou le temps de contact généralement utilisés (Amoah et coll., 2007b). De plus, Rosas et coll. (1984) soulignaient que les pratiques courantes de lavage, très souvent, ne réduisaient pas le nombre de coliformes à des niveaux sécuritaires. Il peut y avoir de grandes différences selon le temps de contact et le désinfectant (tableau 12.3). Les différences observées dans les connaissances des désinfectants appropriés entre les pays francophones et anglophones en Afrique occidentale exigent une participation du secteur privé dans les campagnes sur l'hygiène alimentaire.

Le lavage peut aussi éliminer les œufs d'helminthes, notamment avec une bonne agitation et un frottement des feuilles. Quand le lavage dans un bol a été comparé au lavage sous l'eau courante (indépendamment de la solution désinfectante utilisée), cette dernière option était plus efficace pour réduire les œufs. Le lavage dans un bol a réduit la population d'œufs d'helminthes de moitié et parfois plus, tandis que le lavage sous l'eau courante a réduit le niveau de contamination habituel de huit à neuf œufs à un œuf par 100 g (poids frais) de laitue (Amoah et coll., 2007b).

Quand il s'agit de pathogènes internalisés ou de pesticides absorbés sur la surface des légumes, même un lavage approfondi a ses limites (encadré 12.3).

Encadré 12.3 LIMITES EN CONSIDÉRATION DES PATHOGÈNES ET DES PESTICIDES ABSORBÉS

Les traitements en surface avec des désinfectants peuvent réduire de façon importante la contamination des surfaces, mais ils sont beaucoup moins efficaces pour réduire les populations microbiennes internalisées dans le produit (Pao et Davis, 1999). Zhuang et Beuchat (1996) ont démontré qu'une solution à 15 pour cent de phosphate trisodique inactivait complètement *Salmonella* à la surface des tomates, alors qu'elle entraîne une réduction de seulement deux logarithmes pour les populations internalisées. De plus, certains pathogènes, incluant les bactéries et certains virus, adhèrent aux fruits et aux légumes de telle manière qu'ils ne peuvent être enlevés ou tués à l'aide d'un lavage ou de procédures de désinfection conventionnels. Les mécanismes exacts ne sont pas encore très bien connus.

En plus de la contamination microbienne, le lavage des légumes peut aussi réduire efficacement les niveaux de contamination aux pesticides. Une attention particulière est toutefois nécessaire pour les pesticides hydrophobes qui ne peuvent pas être facilement enlevés avec de l'eau, à moins d'utiliser du savon. Pour certains fruits et légumes comme les tomates, il est préférable d'enlever la peau lorsque le fait de les bouillir ne suffit pas pour éliminer le danger. Cuire les légumes peut s'avérer contre-efficace lorsque le point de fusion du pesticide dépasse 100 °C, comme c'est le cas du Lindane analysé sur les tomates au Ghana. Dans ce cas, la peau de la tomate se fend lorsqu'elle est bouillie et le pesticide peut entrer à l'intérieur du fruit (Obuobie et coll., 2006). Amoah et coll. (2006) ont comparé les menaces générales de la contamination aux microbes et aux pesticides des légumes verts dans les marchés urbains du Ghana.

2.6. Éducation des intervenants dans la réduction des risques post-récolte

L'éducation sur la sécurité alimentaire est essentielle pour mettre en œuvre des mesures de réduction et d'atténuation des risques lors de la production post-récolte de produits frais à la fois dans les pays développés et les pays en développement. En général, les intervenants à tous les niveaux doivent être inclus dans l'éducation sur la salubrité des aliments, y compris les décideurs. Dans les pays en développement, il convient spécialement d'améliorer la compréhension des transformateurs et des consommateurs par rapport à la sécurité alimentaire. Des campagnes d'éducation devraient cibler les trois groupes suivants :

- Les transformateurs: dans les régions où le coût représente l'obstacle principal à la mise en œuvre de pratiques sécuritaires, les efforts d'éducation devraient viser à informer les parties concernées au sujet des solutions de remplacement à faible coût qui peuvent être appliquées avec succès localement. Les programmes éducatifs devraient aussi inclure des comparaisons

Tableau 12.3 EFFETS DE CERTAINES MÉTHODES DE DÉSINFECTION SUR LES NIVEAUX DE COLIFORMES FÉCAUX SUR LA LAITUE EN AFRIQUE OCCIDENTALE

Méthode	Réduction en unités logarithmiques ^a	Commentaires
Immersion dans un bol d'eau	1,0-1,4	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Un temps de contact accru de quelques secondes à 2 minutes améliore l'efficacité de 1-1,4 logarithme. ▪ Pas très efficace par rapport au lavage avec d'autres désinfectants. ▪ Pas très efficace pour les œufs d'helminthes si le lavage doit être fait dans le même bol d'eau. ▪ Le réchauffement de l'eau n'a pas entraîné des nombres différents.
Eau courante du robinet	0,3-2,2	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Efficace par rapport au lavage dans un bol, également pour l'élimination des œufs d'helminthes. ▪ Meilleure efficacité seulement avec un temps de contact accru de quelques secondes à 2 minutes. ▪ Utilisation potentielle limitée en raison de l'absence d'eau du robinet dans les ménages pauvres.
Immersion dans un bol avec une solution saline	0,5-2,1	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La solution saline est le meilleur désinfectant par rapport à l'immersion dans l'eau si le temps de contact est suffisant (1-2 min.). ▪ L'efficacité augmente avec une température et une concentration plus élevées, mais les concentrations élevées entraînent une détérioration de l'apparence de certaines cultures comme la laitue.
Immersion dans un bol avec une solution de vinaigre	0,2-4,7	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Très efficace à une concentration élevée (> 20 ml/l), mais cela pourrait avoir des effets négatifs sur le goût et la rapidité des légumes lavés. ▪ Pour obtenir une meilleure efficacité et conserver la qualité sensorielle du produit, le temps de contact devrait être augmenté à 5-10 min. ▪ L'efficacité est améliorée même à une faible concentration si la température dépasse 30 °C.
Immersion dans un bol avec une solution de permanganate de potassium	0,6-3,0	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Plus efficace à des concentrations élevées (200 ppm), une température de 30 °C ou plus et un temps de contact de 5-10 min. ▪ Une concentration plus élevée ajoute une couleur mauve aux légumes lavés, ce qui nécessite plus d'eau pour le rinçage ou peut soulever des questions quant aux effets négatifs sur la santé.
Immersion dans un bol avec une solution contenant un détergent (OMO ^{MC})	1,6-2,6	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Des réductions importantes pourraient être atteintes avec un temps de contact de 5-10 min. ▪ Des odeurs résiduelles ou un goût de savon peuvent avoir une incidence sur la perception sensorielle des consommateurs. ▪ Puisque OMO contient des surfactants qui pourraient nuire à la santé, il faut effectuer un bon rinçage.
Immersion dans un bol d'eau avec de l'eau de Javel	2,2-3,0	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les doses testées (eau de Javel commerciale) se sont soldées par une salinité de 165-248 µS/cm (= indicateur de concentration). ▪ Efficace avec un temps de contact de 5-10 min. et largement utilisée en Afrique occidentale francophone. ▪ Peut poser un risque pour la santé si le dosage n'est pas bien expliqué.
Immersion dans un bol d'eau contenant des pastilles de chlore	2,3-2,7	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Efficace à 100 ppm, mais les pastilles ne sont pas très accessibles dans certains pays d'Afrique occidentale. ▪ L'effet de concentrations plus élevées sur l'efficacité n'a pas été testé.

^a Les variations sont attribuables aux différentes concentrations ou aux divers temps de contact du désinfectant (voir la colonne suivante).

coûts-avantages et tenir compte des préférences et modèles de comportement culturels. À part les ateliers de formation conventionnels, il y a aussi d'autres approches pédagogiques qui tentent, par exemple, de montrer le risque invisible qui se déplace le long du parcours des pathogènes (encadré 12.4).

- Les décideurs : à l'échelle nationale et internationale, le *Codex Alimentarius*, appuyé par la FAO et l'OMS, présente probablement le plus de potentiel et le meilleur réseau pour favoriser la sensibilisation et influencer la prise de décisions. Il faut porter une attention spéciale pour aider les pays avec des mesures appropriées dans le but d'atteindre les normes internationales.
- Les consommateurs : les activités éducatives peuvent cibler les consommateurs en général à différents niveaux de la société comme les élèves, les femmes, les ménages, etc. Puisque les principales considérations varient

Encadré 12.4 TOURNÉES DE PRÉSENTATION

Avec l'appui du projet de partage des connaissances de recherche (Knowledge Sharing in Research, KSiR) du Groupe consultatif pour la recherche agricole internationale (GCRAI), d'autres méthodes de sensibilisation et d'éducation sur l'irrigation avec des eaux usées et la sécurité alimentaire ont été expérimentées au Ghana. Au lieu d'activités conventionnelles de formation, les agriculteurs, les restaurateurs, les femmes qui travaillent au marché, les détaillants et les représentants des autorités se sont rencontrés dans leur ville pour un parcours urbain le long de la voie de contamination.

Les participants se sont déplacés en autobus vers l'un des sites urbains typiques de production maraîchère irriguée avec des eaux usées. De là, le groupe a fait le tour des marchés en gros et au détail jusqu'à ce qu'il atteigne les restaurants de rue qui servent les mêmes légumes qu'ils avaient suivi depuis les sites de production. À chaque arrêt, les agriculteurs, les marchands ou le personnel de cuisine ont fait la démonstration des meilleures pratiques courantes et adaptées localement pour la réduction des risques pour la santé. Les participants ont été encouragés à poser des questions et à discuter des mesures incitatives possibles pour le changement des comportements à chaque arrêt le long de la chaîne de valeur.

Ce parcours était corroboré par la visualisation de la menace invisible que constituent les risques microbiologiques à l'aide de plaques de gélose inoculées soit avec des eaux usées (montrant des colonies bactériennes en croissance), ou avec de l'eau provenant d'une conduite (aucune colonie bactérienne). Les principaux objectifs d'apprentissage étaient que :

- les participants soient conscients de la présence de risques invisibles des champs à la table du consommateur ;
- les participants comprennent le concept d'une approche à barrières multiples avec une responsabilité conjointe pour une réduction efficace des risques sanitaires ;
- les autorités se rendent compte des efforts déployés par les principaux intervenants et les appuient pour contribuer aux solutions.

Source : Amoah et coll. (2009).

d'un pays à l'autre, il est essentiel de comprendre les obstacles dans chaque région et les occasions possibles afin de mettre en œuvre une campagne réussie d'éducation sur la sécurité alimentaire. Comme l'a montré l'exemple ouest-africain, parfois certains désinfectants faciles à acheter peuvent être tout simplement méconnus.

Cependant, passer d'une sensibilisation accrue à un réel changement des comportements n'est pas facile et cela peut nécessiter certains éléments déclencheurs et certaines mesures incitatives tels que décrits au chapitre 16.

■ CONCLUSIONS

En raison des mauvaises conditions sanitaires associées à la pauvreté dans la plupart des pays en développement, il est difficile de maintenir des normes d'hygiène appropriées à l'appui de la sécurité alimentaire. D'autre part, l'application de normes irréalistes ne serait pas efficace et ne s'attaquerait pas au cœur du problème, qui est souvent le manque de compréhension des dangers et pratiques sécuritaires (Nicolas et coll., 2007). Par conséquent, les règlements reposant sur des normes internationales ont un potentiel d'application locale très limité, bien qu'ils constituent des objectifs à long terme utiles. De plus, l'utilisation du concept HACCP commun est mise à rude épreuve par la multitude de dangers sanitaires existants qui sont susceptibles d'avoir une incidence sur l'état des aliments de la production à la consommation, de même que par les nombreuses entités individuelles concernées qui manquent souvent d'organisation, d'éducation, de sensibilisation aux risques et de ressources collectives pour entreprendre des études HACCP. Bien que, par exemple, l'établissement des priorités à l'aide de l'EQRM (voir le chapitre 2) serait souhaitable, le manque commun de ressources limite son utilisation. Ce qui est nécessaire dans ces circonstances est une approche intégrée, mais souple, en gardant à l'esprit ce qui est réalistiquement possible, et la prise de conscience et le degré de motivation de toutes les parties concernées.

S'entendre sur les OSA locaux et viser une amélioration continue des niveaux au fil du temps représentent des éléments clés d'un concept adapté. Cela reflète les objectifs axés sur la santé recommandés par l'OMS (2006) pour la réduction des risques associés à l'irrigation avec des eaux usées qui sont, comme les OSA, liées au moment de la consommation, c'est-à-dire la fin de la chaîne alimentaire.

Les points de contrôle critiques demeurent importants pour éviter ou réduire la contamination. Les études menées en Afrique occidentale par Amoah et coll. (2007b) ont révélé par exemple que le lavage des légumes avant de les consommer comme salade crue est une pratique très courante. Quoique les raisons n'aient pas toujours révélé une compréhension des pathogènes et de la transmission potentielle des maladies, le fait que les gens aient adopté le lavage

peut être considéré comme un jalon important sur lequel une campagne locale sur la sécurité des aliments pourrait se construire. Bien que de telles activités post-récolte peuvent s'avérer insuffisantes pour éliminer tous les pathogènes d'origine alimentaire des légumes-feuilles et des herbes, elles constituent des étapes clés qui servent de complément à d'autres options de réduction des risques (FAO/OMS, 2008).

Compte tenu du besoin fondamental pour une éducation sur la sécurité alimentaire, un pilier clé de toute intervention sera la sensibilisation et la formation.

■ RÉFÉRENCES

- Ailes, E. et coll. (2008). « Microbial concentrations on fresh produce are affected by postharvest processing, importation, and season », *Journal of Food Protection*, vol. 71, p. 2389-2397.
- Amoah, P. et coll. (2006). « Pesticide and pathogen contamination of vegetables in Ghana's urban markets », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 50, n° 1, p. 1-6.
- Amoah, P. et coll. (2007a). « Irrigated urban vegetable production in Ghana: Microbiological contamination in farms and markets and associated consumer risk groups », *Journal of Water and Health*, vol. 5, n° 3, p. 455-466.
- Amoah, P. et coll. (2007b). « Effectiveness of common and improved sanitary washing methods in West Africa for the reduction of *coli* bacteria and helminth eggs on vegetables », *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, supplément 2, p. 40-50.
- Amoah, P. et coll. (2009). « From world cafés to road shows: Using a mix of knowledge sharing approaches to improve wastewater use in urban agriculture », *Knowledge Management for Development Journal*, décembre 2009, vol. 5, n° 3, p. 246-262.
- Armar-Klemesu, M. et coll. (1998). « Food contamination in urban agriculture: Vegetable production using wastewater », dans M. Armar-Klemesu et coll. (dir.), *Urban Agriculture in Greater Accra Metropolitan Area*, rapport final au CRDI, fichier du Centre : 003149, Institut mémorial de Noguchi pour la recherche médicale, Accra, Université du Ghana.
- Aruscavage, D. et coll. (2006). « Interactions affecting the proliferation and control of human pathogens on edible plants », *Journal of Food Science*, vol. 71, p. R89-R99.
- Aruscavage, D. et coll. (2008). « Survival and dissemination of *Escherichia coli* O157:H7 on physically and biologically damaged lettuce plants », *Journal of Food Protection*, vol. 71, p. 2384-2388.
- Bunster, L., N. J. Fokkema et B. Schippers (1989). « Effect of surface-active *Pseudomonas* spp. on leaf wettability », *Applied Environmental Microbiology*, vol. 55, n° 6, p. 1340-1345.
- Collins, C., I. Martin et M. Fryer (2006). « Evaluation of models for predicting plant uptake of chemicals from soil », Science Report SC050021/SR, Bristol, Agence de l'environnement du Royaume-Uni. <http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Research/sc050021_2029764.pdf>.
- Commission du Codex Alimentarius – CAC (2003a). « Code of hygienic practice for fresh fruits and vegetables », Doc. CAC/RCP 53-2003.
- Commission du Codex Alimentarius – CAC (2003b). « Recommended international code of practice. General principles of food hygiene », Doc. CAC/RCP 1–1969, Rev. 4-2003.
- Commission du Codex Alimentarius – CAC (2004). « Report of the Twentieth Session of the Codex Committee on General Principles, Paris, 3–7 May 2004 », ALINORM 04/27/33A, Annexe II, p. 37-38, <<ftp://ftp.fao.org/codex/alinorm04/al0433ae.pdf>>.

- Directorate of Research (Agri) Assam Agricultural University (2005). *Post Harvest Practices and Loss Assessment of Some Commercial Horticultural Crops of Assam*, Directorate of Research (Agri) Jorhat, Assam Agricultural University.
- Drechsel, P. et coll. (2000). «Increasing use of poultry manure in and around Kumasi, Ghana: Is farmers' race consumers' fate?», *Urban Agricultural Magazine*, vol. 2, p. 25-27.
- Drechsel, P. et coll. (2008). «Reducing health risks from wastewater use in urban and peri-urban sub-Saharan Africa: Applying the 2006 WHO Guidelines», *Water Science and Technology*, vol. 57, n° 9, p. 1461-1466.
- Ensink, J. H. J., T. Mahmood et A. Dalsgaard (2007). «Wastewater irrigated vegetables: Market handling verses irrigation water quality», *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, p. 2-7.
- FAO/OMS (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture/Organisation mondiale de la santé) (2002). «Principles and guidelines for incorporating microbiological risk assessment in the development of food safety standards, guidelines and related texts», rapport d'une consultation conjointe FAO/OMS, Kiel, 18 au 22 mars 2002, <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/y4302e/y4302e00.pdf>.
- FAO/OMS (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture/Organisation mondiale de la santé) (2008). «Microbiological hazards in fresh leafy vegetables and herbs: Meeting Report», *Microbiological Risk Assessment Series*, n° 14, Rome, FAO, 151 p.
- Fatemi, P. et coll. (2006). «Influence of punctures, cuts, and surface morphologies of golden delicious apples on penetration and growth of *Escherichia coli* O157:H7», *Journal of Food Protection*, vol. 69, p. 267-275.
- Feachem, D. G. et coll. (1983). *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*, Bath, John Wiley and Sons.
- Fischer, A. R. H. et coll. (2007). «Food safety in the domestic environment: An interdisciplinary investigation of microbial hazards during food preparation», *Risk Analysis*, vol. 27, n° 4, p. 1065-1082.
- Franz, E. et A. H. C. van Bruggen (2008). «Ecology of *E. coli* O157:H7 and *Salmonella enterica* in the primary vegetable production chain», *Critical Reviews in Microbiology*, vol. 34, n°s 3-4, p. 143-161.
- Gorris, L. G. M. (2005). «Food Safety Objective: An integral part of food chain management», *Food Control*, vol. 16, p. 801-809, <http://www.esb.ucp.pt/twt/seg_alim/artigosCientificos/LeonGorris/Gorris_FSO_Food_Control_upd.PDF>.
- Hope, L., B. Keraita et M. S. K. Akple (2008). «Use of irrigation water to wash vegetables grown on urban farms in Kumasi, Ghana», *Urban Agriculture Magazine*, vol. 20, p. 29-30.
- Ilic, S., J. Odomeru et J. T. LeJeune (2008). «Coliforms and prevalence of *Escherichia coli* and foodborne pathogens on minimally processed spinach in two packing plants», *Journal of Food Protection*, vol. 71, p. 2398-2403.
- International Commission on Microbiological Specifications for Foods – ICMSF (2002). *Microorganisms in Foods. Book 7 Microbiological Testing in Food Safety Management*, New York, Kluwer Academic/Plenum.
- Jablasone, J., L. Y. Brovko et M. W. Griffiths (2004). «A research note: The potential for transfer of *Salmonella* from irrigation water to tomatoes», *Journal of the Science of Food and Agriculture*, vol. 84, n° 3, p. 287-289.
- Jablasone, J., K. Warriner et M. Griffiths (2005). «Interactions of *Escherichia coli* O157:H7, *Salmonella typhimurium* and *Listeria monocytogenes* plants cultivated in a gnotobiotic system», *International Journal of Food Microbiology*, vol. 99, p. 7-18.

- Keraita, B. et coll. (2007). « Reducing microbial contamination on lettuce by cessation of irrigation before harvesting », *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, supplément 2, p. 8-14.
- Klutse, A., C. T. Tandja et J. A. Sow (2005). « Circuit and practices in washing gardening products from production to consumption: An investigation report in West Africa », CREPA-IWMI, rapport de projet non publié pour le CPWF, n° 38.
- McEvoy, J. L. et coll. (2009). « Potential of *Escherichia coli* O157:H7 to grow on field-cored lettuce as impacted by postharvest storage time and temperature », *International Journal of Food Microbiology*, vol. 128, n° 3, p. 506-509.
- Nicolas, B. et coll. (2007). « Street-vended foods improvement: Contamination mechanisms and application of Food Safety Objective Strategy: Critical review », *Pakistan Journal of Nutrition*, vol. 6, n° 1, p. 1-10, <<http://www.pjbs.org/pjnonline/fin533.pdf>>.
- Nunes, M. C. N. (2008). « Impact of environmental conditions on fruit and vegetable quality », *Stewart Postharvest Review*, vol. 4, n° 4, p. 1-14.
- Nyanteng, V. K. (1998). « Draft summary report on food markets and marketing in the Accra metropolis », dans *Food Supply and Distribution to Accra and its Metropolis. Workshop – Proceedings, Accra, Ghana, 13th–16th April 1998*, AMA-FAO.
- Obuobie, E. et coll. (2006). *Irrigated Urban Vegetable Production in Ghana: Characteristics, Benefits and Risks*, Accra, IWMI-RUAF-CRDI-CPWF, 150 p., <<http://www.cityfarmer.org/GhanaIrrigateVegis.html>>.
- OMC (Organisation mondiale du commerce) (1995). *Accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires (Accord MSP)*, Paris, Organisation mondiale du commerce, <http://www.wto.org/french/tratop_f/sps_f/spsagr_f.htm>.
- OMS (1996). *Essential Safety Requirements for Street-Vended Food*, édition révisée, Unité de la sécurité alimentaire, Division de l'alimentation et de la nutrition, Genève, Organisation mondiale de la santé, <http://www.who.int/foodsafety/publications/fs_management/en/streetvend.pdf>.
- OMS (2004). *Guidelines for Drinking-Water Quality*, 3^e édition, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Pao, S. et C. L. Davis (1999). « Enhancing microbiological safety of fresh orange juice by fruit immersion in hot water and chemical sanitizers », *Journal of Food Protection*, vol. 62, n° 7, p. 756-760.
- Rheinländer, T. et coll. (2008). « Keeping up appearances: Perceptions of street food safety in urban Kumasi, Ghana », *Journal of Urban Health*, vol. 85, n° 6, p. 952-964.
- Rosas, I., A. Baez et M. Coutino (1984). « Bacteriological quality of crops irrigated with wastewater in Xochimilco plots, Mexico City, Mexico », *Applied Environmental Microbiology*, vol. 47, p. 1074-1079.
- Seidu, R. et coll. (2008). « Quantification of the health risk associated with wastewater reuse in Accra, Ghana: A contribution toward local guidelines », *Journal of Water and Health*, vol. 6, n° 4, p. 461-471.
- Serani, S. et coll. (2008). « Biological hazards associated with vegetables grown on untreated sewage-watered soils in Kampala », dans D. C. Cole et coll. (dir.), *Healthy City Harvests: Generating Evidence to Guide Policy on Urban Agriculture*, Lima, CIP/Urban Harvest and Makerere University Press, p. 151-169.
- Shi, X. et coll. (2007). « Persistence and growth of different *Salmonella* serovars on pre- and postharvest tomatoes », *Journal of Food Protection*, vol. 70, p. 2725-2731.

- Solomon, E. B, S. Yaron et K. R. Matthews (2002). «Transmission of *Escherichia coli* O157:H7 from contaminated manure and irrigation water to lettuce plant tissue and its subsequent internalization», *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 68, p. 397-400.
- Stine, S. W. et coll. (2005). «Effect of relative humidity on preharvest survival of bacterial and viral pathogens on the surface of cantaloupe, lettuce, and bell peppers», *Journal of Food Protection*, vol. 68, n° 7, p. 1352-1358.
- Strauss, M. (1985). «Health aspect of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture: Part II: Survival of excreted pathogens in excreta and faecal sludges», *IRCWD News*, vol. 23, p. 4-9.
- Tsai, Y. et S. C. Ingham (1997). «Survival of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella* spp. in acidic condiments», *Journal of Food Protection*, vol. 60, n° 7, p. 751-755.
- Zhuang, R. Y. et L. R. Beuchat (1996). «Effectiveness of trisodium phosphate for killing *Salmonella montevideo* on tomatoes», *Letters in Applied Microbiology*, vol. 22, p. 97-100.
- Zhuang, R. Y., L. R. Beuchat et F. J. Angulo (1995). «Fate of *Salmonella montevideo* on and in raw tomatoes as affected by temperature and treatment with chlorine», *Journal of Applied Environmental Microbiology*, vol. 61, n° 6, p. 2127-2131.

Analyse coût-efficacité des interventions pour réduire les maladies diarrhéiques chez les consommateurs de laitues irriguées avec des eaux usées au Ghana

Razak Seidu et Pay Drechsel

■ RÉSUMÉ

Les interventions proposées et mises en œuvre pour atténuer les maladies diarrhéiques associées à la réutilisation des eaux usées en agriculture n'ont reçu que peu ou pas d'attention en ce qui touche l'évaluation comparative de leur rapport coût-efficacité. Ce chapitre évalue les coûts, les résultats et la rentabilité des interventions « avec traitement » et « sans ou post-traitement », ainsi qu'une combinaison de ces interventions pour l'irrigation avec des eaux usées dans les régions urbaines du Ghana à l'aide d'une approche qui intègre l'évaluation quantitative des risques microbiens (EQRМ), les années de vie corrigées de l'incapacité (AVCI) et l'analyse coût-efficacité (ACE). Les rapports coût-efficacité (RCE) pour le traitement et les interventions sans traitement évalués variaient de 31 \$ US par AVCI à 812 \$ US par AVCI évitée. Les mesures de réduction des risques qui ciblaient les pratiques agricoles et la réhabilitation de base des installations locales de traitement des eaux usées étaient les interventions les plus attrayantes, avec un RCE bien en dessous du seuil de 150 \$ US par AVCI, qui est parfois considéré comme la limite supérieure pour qu'une intervention sanitaire soit rentable dans les pays en développement. Toutes les combinaisons associées à la réhabilitation de base des stations de traitement, avec des interventions aux champs ou post-récolte, ou les deux, se sont traduites par des RCE allant de

40 à 57 \$ US par AVCI. Cependant, les RCE pour la construction d'une nouvelle installation de traitement des eaux usées comme une intervention indépendante ou combinée avec des interventions aux champs et post-récolte n'étaient pas intéressants dans une optique de réduction des risques pour la santé. Bien que séduisantes, les RCE des options sans traitement sont largement tributaires de leur respect (ou adoption) de la part des agriculteurs et des vendeurs de produits alimentaires. À cet égard, le RCE a presque quintuplé lorsque le taux d'adoption était seulement de 25 pour cent par les agriculteurs et les vendeurs de produits alimentaires; mais était attrayant aussi longtemps que les taux d'adoption ne descendaient pas en dessous de 70 pour cent. D'autre part, le succès de l'option de traitement dépend de la fonctionnalité des installations de traitement, ce qui n'est pas sans défis dans un pays comme le Ghana. Ainsi, ce chapitre souligne la nécessité d'une approche équilibrée de gestion des risques par le biais d'une combinaison d'interventions de traitement et sans traitement pour se prémunir contre des défaillances qui pourraient affecter le RCE à n'importe quelle étape. Bien que ce chapitre apporte une contribution au débat sur les interventions pour l'atténuation des risques sanitaires en matière d'irrigation avec des eaux usées, il serait utile d'avoir plus d'études de cas pour vérifier les données présentées ici.

■ INTRODUCTION

L'irrigation avec des eaux usées brutes, diluées et traitées pour la production de légumes est de plus en plus un élément central de la matrice alimentaire urbaine dans de nombreux pays en raison de l'épuisement des ressources en eau douce, de la demande accrue pour des légumes frais et de la nécessité de réutiliser l'eau en s'inspirant d'une compréhension plus approfondie des questions de durabilité. Les avantages de la pratique sont nombreux et comprennent les rendements sociaux, économiques et environnementaux qui se rejoignent parfaitement dans la sécurité des aliments, la conservation de l'eau douce et la gestion durable des eaux usées. Parallèlement, l'irrigation avec des eaux usées peut entraîner des conséquences graves pour la santé, et parfois mortelles, dont le coût pour la société est plus important que ses avantages si elle n'est pas menée de manière sécuritaire. La plupart des organismes pathogènes infectieux d'origines virale, bactérienne, protozoaire et parasitaire qui participent aux maladies gastro-entériques sont présents dans les eaux usées et peuvent être transmis par la consommation des légumes irrigués avec des eaux usées. L'examen de plusieurs études portant sur l'irrigation avec des eaux usées dans le monde a montré des éléments de preuve sur les corrélations directes entre la consommation de légumes irrigués avec des eaux usées et l'apparition de maladies gastro-entériques, comme la diarrhée (Blumenthal et Peasey, 2002).

Pour réduire les risques sanitaires associés à l'irrigation avec des eaux usées tout en optimisant ses avantages, une approche concertée qui réduit progressivement les dangers microbiens pour la santé a été proposée par les plus récentes directives relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées (OMS, 2006) de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Cette approche de gestion des risques pour la santé apprécie la diversité et l'hétérogénéité socioculturelles, techniques et institutionnelles de l'irrigation avec des eaux usées et postule un large éventail de barrières flexibles et adaptées à la situation locale pour contrer les risques pour la santé. Cela est particulièrement important lorsque la barrière de risque conventionnelle, c'est-à-dire le traitement des eaux usées, ne fonctionne pas suffisamment, comme c'est le cas dans la plupart des pays en développement. Dans ce cas, les options « post-traitement » ou « sans traitement » gagnent en importance (voir le chapitre 2). Celles-ci comprennent des mesures pour la réduction des risques le long du parcours de la production à la table du consommateur, comme l'irrigation au goutte à goutte ou le lavage des légumes.

Plusieurs de ces barrières de risque pour la santé ont été explorées dans différentes zones géographiques quant à leur efficacité par rapport à la réduction des risques et, dans certains cas, par rapport à leur possibilité de mise en œuvre, leur acceptabilité et leur durabilité potentielle. Un de ces cas est le Ghana. Dans les régions urbaines du Ghana, où l'irrigation avec des eaux usées est courante et pose un risque important pour la santé (Seidu et coll., 2008), des interventions sans traitement au champ et à certains points post-récolte ont été examinées dans différentes villes, dans les champs, les marchés et les restaurants de rue (voir les références dans Drechsel et coll., 2008). Ces études, de pair avec d'autres menées ailleurs (OMS, 2006), ont montré qu'une réduction significative du risque est également possible lorsque la santé publique ne peut pas encore compter sur le traitement conventionnel des eaux usées, particulièrement si différentes options sont combinées. Toutefois, les décisions quant à l'intervention à mettre en œuvre ont seulement tenu compte de l'efficacité des interventions par rapport à la réduction du nombre de bactéries ou d'œufs d'helminthes, sans analyse rigoureuse des gains sanitaires et d'analyse coût-efficacité.

Une approche qui a été utilisée pour combler cette lacune est l'analyse coût-efficacité (ACE). Cette approche fournit un cadre pour l'évaluation des interventions en termes de coûts par avantage normalisé pour la santé mesuré en AVCI évitées (OMS, 2003). Cette approche, bien que largement utilisée pour évaluer les interventions associées à l'eau et à l'assainissement, doit encore être appliquée à l'irrigation avec des eaux usées pour évaluer de manière rigoureuse les différentes interventions proposées dans les directives de 2006 de l'OMS. Ce chapitre présente la première tentative d'utiliser un cadre holistique d'ACE qui intègre les gains sanitaires en matière de réduction des maladies diarrhéiques et les coûts des interventions avec traitement et sans traitement associés à l'irrigation avec des eaux usées dans les régions urbaines du Ghana.

■ 1. DESCRIPTION DES INTERVENTIONS

Les deux types d'interventions, avec traitement et sans traitement, ont été considérés en comparaison avec les pratiques (de base) courantes d'irrigation avec des eaux usées, de manière indépendante ou combinée. Pour l'option sans traitement, une variété de pratiques améliorées ont été testées à différents points de contrôle critiques, c'est-à-dire aux champs, aux marchés et dans les cuisines du secteur de la restauration de rue en fonction de leur capacité à réduire les coliformes fécaux et les œufs d'helminthes sur les légumes mangés principalement crus (Drechsel et coll., 2008). Les chapitres 10 et 12 de ce livre donnent plus de détails à ce sujet. Pour la promotion de ces pratiques, l'Institut international de gestion de l'eau (IWMI) et des partenaires nationaux ont suggéré une campagne de 36 mois.

La campagne a ciblé les agriculteurs utilisant des eaux usées pour l'irrigation, de même que les cuisines de rue vendant des salades irriguées avec des eaux usées comme partie intégrante des plats de restauration rapide populaire des villes. Pour l'ACE, les éléments sur les champs et hors des champs de la campagne ont été évalués séparément et en combinaison. La campagne reposait largement sur le marketing social, les mesures incitatives et l'éducation (voir aussi le chapitre 16), et incluait des pratiques d'irrigation améliorées telles que la cessation de l'irrigation, l'irrigation au goutte à goutte et une irrigation par aspersion améliorée des exploitations, ainsi que des pratiques de lavage des légumes plus efficaces à l'échelle post-récolte.

Une série d'interventions possibles a été compilée au niveau des champs et des restaurants-minute, en tenant compte des différentes possibilités et contraintes à divers endroits. Puisque le potentiel d'applicabilité et d'adoption de certaines pratiques sera plus élevé à un site qu'à un autre, leur réduction moyenne des risques a servi à l'analyse présentée ici. Ainsi, dans l'évaluation, les pratiques spécifiques améliorées ont été classées en deux groupes, respectivement aux champs et post-récolte, sans aucune autre distinction entre les différentes interventions. Outre les options «sans traitement», le projet de l'IWMI a procédé à un inventaire de toutes les 70 (en grande partie dysfonctionnelles) stations de traitement des eaux usées (STEP) au Ghana pour analyser, entre autres, leur coût de réhabilitation. Neuf plus petites stations de traitement des eaux usées ayant des problèmes techniques mineurs ont été choisies pour leur réhabilitation dans cinq villes importantes du Ghana, où l'irrigation avec des eaux usées est pratiquée. Elles répondaient toutes aux critères suivants :

- La station de traitement avait des terres agricoles disponibles à des fins d'irrigation.
- L'irrigation avec des eaux usées s'effectue dans la ville où se trouve la station de traitement.
- La réceptivité et la collaboration des autorités réglementaires locales et des gestionnaires de la station de réutilisation des eaux usées pour l'irrigation.

- La superficie cumulée serait assez large pour absorber la grande majorité des agriculteurs qui utilisent actuellement des eaux usées non traitées.

En plus de l'option de réhabilitation, la construction en cours d'une petite nouvelle station de traitement des eaux usées à Legon, Accra, a été évaluée¹ (avec une composante d'irrigation à grande échelle théoriquement possible). Enfin, toutes les combinaisons possibles des options de traitement et sans traitement ont été évaluées.

■ 2. MÉTHODES

Une approche intégrée combinant l'EQRМ, les AVCI et l'ACE a été utilisée pour estimer de manière quantitative les effets pour la santé et le rapport coût-efficacité des interventions. Pour ce faire, le cadre d'EQRМ présenté par Haas et coll. (1999) a été suivi, tandis que les estimations concernant les AVCI reposaient sur les données de Murray (1994). Le rapport coût-efficacité des interventions a été mis au point en respectant le guide de l'OMS pour l'analyse coût-efficacité (OMS, 2003). Une description détaillée de la méthodologie est présentée comme suit.

2.1. Évaluation des risques pour la santé

2.1.1. Identification des dangers

Tous les organismes pathogènes causant une diarrhée d'origines virale, bactérienne, protozoaire et parasite, sont présents dans les eaux usées et peuvent être transmis par la consommation de légumes irrigués avec des eaux usées. Au Ghana, les études sur les dangers microbiens dans les eaux usées ont jusqu'à présent été limitées aux coliformes fécaux et aux helminthes (Amoah et coll., 2007; Obuobie et coll., 2006). Cependant, des enquêtes épidémiologiques sur la prévalence de la diarrhée ont, de façon constante, détecté un large éventail d'organismes pathogènes dont le rotavirus (Reither et coll., 2007), *Salmonella* (non-typhi) et *Cryptosporidium* (Adjei et coll., 2004), suggérant que ces organismes peuvent potentiellement se trouver dans les eaux usées utilisées pour l'irrigation des légumes. Par conséquent, pour cette évaluation, nous avons choisi le rotavirus, *Cryptosporidium* et *Salmonella*, respectivement, comme des organismes représentatifs des infections virales, protozoaires et bactériennes et des cas de diarrhée.

Le rotavirus a été utilisé comme organisme représentatif dans les évaluations des risques pour la santé associés à l'irrigation avec des eaux usées au Ghana (Seidu et coll., 2008) et n'importe où ailleurs (Hamilton et coll., 2006; Mara et coll., 2007; Shuval et coll., 1997). *Salmonella* (non-typhi) a été détectée dans les légumes de

1. S'appuyant sur un ensemble de bassins anaérobies, facultatifs et de maturation avec une prise d'eau prévue de 6 424 m³ par jour.

salades provenant de cuisines de rue, potentiellement irrigués avec des eaux usées (Mensah et coll., 2002). Elle est également une cause importante de maladies d'origine alimentaire partout dans le monde et a été utilisée comme organisme représentatif des infections bactériennes dans une étude d'évaluation des risques (Gerba et coll., 2008). *Cryptosporidium* a aussi été utilisé comme organisme représentatif dans des études quantitatives des risques microbiens (Mara et coll., 2007) et est largement associé aux maladies diarrhéiques à l'échelle planétaire.

Comme mentionné plus haut, aucun de ces organismes n'avait fait directement l'objet d'une enquête, ni n'avait été détecté dans les eaux usées au Ghana. Par conséquent, leurs concentrations dans les eaux usées destinées à l'irrigation ont été déterminées par extrapolation, en utilisant des rapports (bactéries/virus/protozoaires pathogènes par rapport aux bactéries indicatrices) allant d'une valeur conservatrice de $1:10^5$ à la moins conservatrice de $1:10^6$, et $1:10^4$ à $1:10^5$, et ont servi à prédire la concentration de rotavirus et de *Salmonella* dans les eaux usées, respectivement (Gerba et coll., 2008). Pour *Cryptosporidium*, une gamme de $1:10^6$ à $1:10^7$ a été utilisée (Mara et coll., 2007). Pour les options de traitement des eaux usées, les concentrations de coliformes fécaux signalées pour les eaux usées domestiques au Ghana ont été utilisées (Auwah et coll., 1996). Pour les interventions sans traitement (pratiques agricoles et post-récolte améliorées), la concentration de coliformes fécaux signalée dans les eaux pluviales des drains au Ghana (Keraita et Drechsel, 2004; Obuobie et coll., 2006) et sur les cultures (Amoah et coll., 2007) a été utilisée. Pour tenir compte de l'incertitude, les concentrations de coliformes fécaux signalées dans les eaux usées sont censées suivre une distribution de probabilité lognormale (tableau 13.1).

2.1.2. Évaluation de l'exposition, dose-réponse et risque d'infection

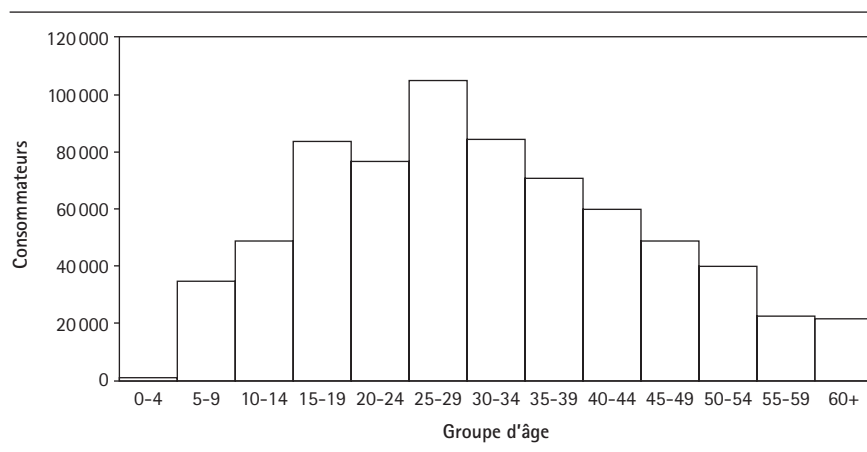
L'exposition aux organismes pathogènes pour chacune des interventions a été modélisée pour la laitue irriguée avec des eaux usées en tenant compte des réductions dans les coliformes fécaux attribuables à chacune des interventions en recourant aux distributions de probabilité du tableau 13.1. La population de consommateurs exposée a été estimée à partir d'enquêtes menées auprès des restaurants et des vendeurs alimentaires servant une salade dont la laitue a été irriguée avec des eaux usées en suivant la voie de distribution-consommation décrite par Amoah et coll. (2007). Cette population était d'environ 700 000 par jour dans les cinq plus grandes villes du Ghana, où les restaurants-minute sont courants (IWMI, 2009). À partir de cette enquête et d'une étude antérieure (Obuobie et coll., 2006), il a été découvert que les consommateurs dans les rues d'Accra et de Kumasi mangeaient en moyenne environ 13 g de salade de laitue, trois fois par semaine, soit une consommation annuelle de 1,87 kg par personne (IWMI, 2009). Puisque la réaction à divers organismes pathogènes varie selon l'âge, cela a été pris en compte en stratifiant les consommateurs de laitue aux restaurants et aux vendeurs de repas rapides. La figure 13.1 montre une distribution normalisée de la cohorte d'âge de la population des consommateurs exposés.

Tableau 13.1 EFFICACITÉ DES INTERVENTIONS AVEC TRAITEMENT ET SANS TRAITEMENT

Concentration de coliformes fécaux dans la source d'eau d'irrigation	Interventions	Réduction, \log_{10}	Références	Distribution de probabilité utilisée pour la réduction des coliformes fécaux
Options de traitement : Eaux usées domestiques	Station de traitement des eaux usées	3-6	OMS (2006)	Triangulaire (3, 4, 6)
Lognormale (10^3 , 10^6) ^a		2-3	Hodgson (2000) ; Awuah et coll. (1996)	
Options sans traitement :	Aux champs : Arrêt de l'irrigation	0,65-0,66 par jour	Drechsel et coll. (2008)	Uniforme (2, 3) ^c
Eaux usées provenant de drains pluviaux	Aux champs : Irrigation par aspersion à < 0,5 m	2-2,5	Drechsel et coll. (2008)	
Lognormale (10^3 , 10^6) ^b	Aux champs : Irrigation au goutte à goutte	3-4	Drechsel et coll. (2008)	
	Post-récolte : Lavage des légumes avec seulement de l'eau propre (de l'eau froide pendant 2 min.)	1-1,4	Drechsel et coll. (2008)	Uniforme (1, 2)
	Post-récolte : Lavage de la laitue avec de l'eau propre et un désinfectant	2,1-2,2	Drechsel et coll. (2008)	

^a Awuah et coll. (1996).^b Obuobie et coll. (2006) ainsi que Keraita et Drechsel et coll. (2004).^c Une réduction maximale de trois unités logarithmiques plutôt que de quatre logarithmes a été choisie pour tenir compte des problèmes de colmatage associés aux systèmes d'irrigation au goutte à goutte utilisés par les agriculteurs au Ghana.

Figure 13.1 DISTRIBUTION PROJETÉE DE LA POPULATION DE CONSOMMATEURS DE LAITUES IRRIGUÉES AVEC DES EAUX USÉES DANS LES RÉGIONS URBAINES DU GHANA



La dose d'organismes D_i ingérée en consommant des laitues irriguées a été déterminée comme suit :

$$D_i = Q_i \cdot V_i \cdot V_c \cdot 10^{-n} \quad 13.1$$

Q_i représente la masse de laitue consommée par repas (g); V_i le volume d'eaux d'irrigation qui reste sur la laitue après la récolte (ml g^{-1}); V_c la concentration des pathogènes par volume d'eaux usées (nombre de pathogènes g^{-1}); et n la réduction des unités logarithmiques dans les pathogènes associée aux interventions. V_i a été supposé être entre 10,8 ml et 15 ml (Mara et coll., 2007; Seidu et coll., 2008), un intervalle fondé sur les 10,8 ml signalés par Shuval et coll. (1997).

En ce qui concerne les relations dose-réponse, le modèle dose-réponse Bêta-Poisson (qui suppose que la probabilité de survie pathogène-hôte varie selon une distribution bêta) a été utilisé pour le rotavirus et *Salmonella* (non-typhi), puisqu'il décrit le mieux les relations dose-réponse des deux organismes (Haas et coll., 1999) dans les essais d'alimentation sur des humains impliquant les rotavirus (Ward et coll., 1986) et *Salmonella* de plusieurs souches (McCullough et Eisele, 1951a; 1951b; 1951c). Quant au *Cryptosporidium*, le modèle dose-réponse exponentiel à occurrence unique (qui présume une constance de la probabilité de survie pathogène-hôte) décrit le mieux sa relation dose-réponse obtenue à partir des essais d'alimentation humaine (DuPont et coll., 1995; Haas et coll., 1999). Dans le cas d'une seule exposition, les modèles dose-réponse Bêta-Poisson et exponentiel s'expriment respectivement comme suit :

$$P_{i(d)} = 1 - \left[1 + \left(\frac{D_i}{N_{50}} \right) \left(2^{\frac{1}{\alpha}} - 1 \right) \right]^{-\alpha} \quad 13.2$$

$$P_{i(d)} = 1 - e^{-(rD_i)} \quad 13.3$$

$P_i(d)$ est la probabilité d'être infecté en ingérant un nombre D_i d'organismes, N_{50} est la dose d'infection médiane représentant le nombre d'organismes qui infecteront 50 pour cent de la population exposée; et α et r sont les constantes adimensionnelles d'infectiosité. Pour le rotavirus, N_{50} et α sont respectivement 6,17 et 0,253; pour *Salmonella*, N_{50} est 23 600 et α est 0,3126; et pour *Cryptosporidium* r est 0,0042 (Haas et coll., 1999). Nous avons évalué le risque annuel d'infection pour les organismes en tenant compte de la dose et de la fréquence de consommation présentée plus haut en utilisant la formule suivante :

$$P_A = 1 - (1 - P_{i(d)})^{156} \quad 13.4$$

P_A est le risque annuel d'infection et $P_i(d)$ est tel que décrit plus haut. Tous les modèles ont été élaborés sur Microsoft Excel et calculés à l'aide de la méthode de Monte Carlo à 10 000 itérations en utilisant le logiciel @RISK 4.5 (Palisade Corporation) complémentaire à Excel.

2.2. Morbidité, mortalité et années de vie corrigées de l'incapacité associée à la diarrhée

Au Ghana, il y a peu de données épidémiologiques sur la transition de l'infection avec certains organismes pathogènes vers la maladie (légère ou grave), ou encore le décès. Par conséquent, des études menées dans d'autres régions ont été invoquées. Pour les rotavirus, on a supposé qu'après infection, 10 à 15 pour cent sont asymptomatiques, alors que 85 à 90 pour cent développent une diarrhée, dont 12 pour cent des cas au Ghana s'avèrent graves et les autres malades souffrent d'une diarrhée moyenne conduisant à un rétablissement complet. À partir des cas graves de diarrhée, on a supposé que cinq pour cent des malades en meurent (Havelaar et Melse, 2003).

Les maladies diarrhéiques à rotavirus sont courantes chez les enfants. Cependant, certaines études ont aussi signalé l'incidence de la diarrhée parmi les adultes infectés par les rotavirus. Une étude sur l'épidémie de rotavirus parmi les étudiants d'un collège a révélé que sur les 83 cas d'infection au rotavirus, 93 pour cent ont eu la diarrhée puis se sont complètement rétablis (Fletcher et coll., 2000). Dans une autre étude portant sur les enfants infectés par le rotavirus dans 28 familles, 18 adultes sur 54 exposés au rotavirus ont développé des symptômes d'infection et tous, sauf quatre, avaient la diarrhée (Grimwood et coll., 1988).

En fonction de ces données, on a supposé que les cas graves de diarrhée et les décès peuvent survenir principalement parmi les consommateurs du groupe d'âge de 1 à 14 ans (c'est-à-dire bien au-dessus du groupe d'âge clé largement utilisé de 0 à 5 ans qui, selon notre enquête, n'est pas de fréquents consommateurs d'aliments de rue servis avec de la laitue irriguée avec des eaux usées) et ceux de plus de 60 ans. Le choix de ce large éventail, incluant ceux des plus de 60 ans, visait à tenir compte de l'incidence potentielle d'une épidémie. Il a été supposé que les autres groupes d'âge (de 15 à 60 ans) développeraient une diarrhée moyenne et se rétabliraient complètement.

Pour les infections au *Cryptosporidium*, on sait que dans les pays développés, 71 pour cent des personnes immunocompétentes infectées développent une gastro-entérite, alors que les études sur l'explosion parmi la population et les expériences menées auprès de volontaires indiquent des rechutes de diarrhée chez 40 à 70 pour cent des patients (Havelaar et Melse, 2003). La seule mortalité associée au *Cryptosporidium* qui est bien documentée est l'explosion de maladies d'origine hydrique à Milwaukee, où quatre décès sur 400 000 cas de diarrhée ont été signalés (Mackenzie et coll., 1994). Pour les besoins de cette étude, on a supposé que 70 pour cent des personnes infectées par *Cryptosporidium* à la suite de la consommation de laitues développeront une diarrhée avec un taux de mortalité de 0,1 pour cent, afin de tenir compte des taux potentiellement élevés de mortalité dans les pays en développement (Havelaar et Melse, 2003).

Pour *Salmonella*, des études fondées sur la base de données FoodNet (Kennedy et coll., 2004; Voetsch et coll., 2004) ont été utilisées. À partir de ces études, on a estimé que 50,3 pour cent et 49,7 pour cent des consommateurs infectés par *Salmonella* non-typhoïdique développeront respectivement des diarrhées sanglantes et non sanglantes. Des cas de diarrhées sanglantes, on a supposé que 20 pour cent des malades seront hospitalisés comme des cas graves pour une moyenne de trois jours avec un taux de létalité de 0,6 pour cent (Kennedy et coll., 2004; Voetsch et coll., 2004).

En vue d'établir avec précision l'efficacité des interventions par rapport au statu quo, le fardeau de morbidité et de mortalité des cas de maladies diarrhéiques découlant d'infections dans le cadre de chacune des interventions a été estimé en utilisant l'approche des AVCI. Les AVCI combinent les années de vie perdues en raison d'une mortalité prématurée avec les années vécues avec une incapacité, normalisées en recourant à un coefficient de pondération de la gravité ou de l'invalidité (Murray, 1994). L'approche a tout d'abord été introduite dans le rapport de la Banque mondiale sur le développement (Banque mondiale, 1993) et a été révisée en 1996 pour les études du *Global Burden of Disease* (Murray et Lopez, 1996). Pour chacun des organismes pathogènes, les AVCI par année ont été calculées à l'aide de l'équation suivante :

$$DALYs = YLLs = YLDs \quad 13.5$$

Les AVP représentent le nombre d'années de vie perdues dû à la mortalité et les AVI, le nombre d'années vécues avec une incapacité, pondérées avec un facteur entre 0 et 1 pour la gravité de l'incapacité ou de la maladie.

Les AVP et les AVI sont issues des équations suivantes :

$$YLLs [r, K, \beta] = \frac{KCe^{rd}}{(r + \beta)^2} \{e^{-(r+\beta)(L+a)}[-(r + \beta)(L + a) - 1] - e^{-(r+\beta)a}[-(r + \beta)a - 1]\} + \frac{1 - K}{r}(1 - e^{-rL}) \quad 13.6$$

$$YLDs [r, K, \beta] = D \left\{ \frac{KCe^{rd}}{(r + \beta)^2} \{e^{-(r+\beta)(L+a)}[-(r + \beta)(L + a) - 1] - e^{-(r+\beta)a}[-(r + \beta)a - 1]\} + \frac{1 - K}{r}(1 - e^{-rL}) \right\} \quad 13.7$$

K = facteur de modulation de la pondération de l'âge ; C = constante ; r = taux d'actualisation ; a = âge au décès ; β = paramètre de la fonction de pondération de l'âge ; L = espérance de vie type à l'âge a .

Pour les rotavirus, les indices de gravité de la diarrhée légère et la diarrhée grave ont été pris comme 0,1 et 0,23. Pour *Cryptosporidium* et *Salmonella*, 0,067 a été utilisé comme indice de gravité pour les cas de diarrhée aqueuse. La diarrhée sanglante associée à *Salmonella* a été représentée avec un indice de gravité

de 0,39 (Havelaar et Melse, 2003). Tous les cas de diarrhées légères et graves ont duré sept jours, alors que les cas très graves avec pertes de sang ont duré 5,6 jours, selon les diarrhées sanglantes associées à *E. coli* O157 (Havelaar et Melse, 2003). Les décès découlant de tous les cas de diarrhée, peu importe l'organisme, avaient un indice de gravité de 1. Une espérance de vie type de 60 ans (GSS, 2002) dans tous les groupes d'âge avec un facteur de modulation de la pondération de l'âge type allant de 0 à 1 a été utilisée. Les paramètres β et C étaient fixés à 0,04 et 0,1658 respectivement (Murray, 1996). Le modèle d'AVCI pour les interventions a été créé et simulé dans Excel et actualisé à trois pour cent annuellement (OMS, 2003).

2.2.1. Calculer le coût des interventions

L'approche par composants, qui totalise tous les intrants comme étant les produits de leurs quantités et valeurs respectives, a été employée pour estimer le coût des interventions. Pour la campagne proposée de trois ans (IWMI, 2009) destinée aux agriculteurs et aux vendeurs et restaurants d'alimentation rapide, tous les intervenants concernés, incluant la Fondation du marketing social du Ghana, le ministère de l'Alimentation et de l'Agriculture (MOFA) et le Conseil pour les aliments et les médicaments (FDB), ont été interrogés afin d'obtenir une évaluation des coûts réalisables pour la campagne.

En ce qui a trait aux neuf stations de traitement sélectionnées pour la réhabilitation, une enquête sur l'évaluation des installations a été menée par des consultants locaux en assainissement en vue d'obtenir des renseignements sur les intrants et les matériaux nécessaires pour une mise à niveau (à faible coût) de base vers une exploitation efficace (IWMI, 2009). Dans le cas de la nouvelle station de traitement des eaux usées, toutes les données ont été obtenues dans les rapports d'évaluation du Projet d'amélioration de l'assainissement d'Accra (ASIP), financé par la Banque de développement africain (IWMI, 2009). Tous les flux de coûts obtenus pour les différentes interventions ont été séparés comme étant des coûts en capital ou des charges récurrentes. Tous les éléments de coût pour les différentes interventions et leurs composants sont résumés en dollars US de 2008 (tableaux 13.2 et 13.3). Les coûts en capital ont été annualisés et les charges récurrentes actualisées sur trois ans pour la campagne sans traitement et sur dix ans pour les interventions avec traitement. Aux fins de comparaison entre les régions, les coûts en capital et les charges récurrentes des interventions ont été annualisés et actualisés à trois pour cent comme scénario de base et à des taux de zéro pour cent et six pour cent pour l'analyse de sensibilité (OMS, 2003). Pour tenir compte de l'incertitude entourant les estimations des coûts, la distribution de probabilité triangulaire a été adaptée à tous les coûts en capital et toutes les charges récurrentes en prenant les valeurs probables minimales et maximales à ± 20 pour cent, respectivement.

Tableau 13.2 SOMMAIRE DES COÛTS POUR LES OPTIONS SANS TRAITEMENT (CAMPAGNE NATIONALE)

Intervention	Composant	Coût (\$ US) (36 mois)	Coût total (\$ US)
Campagne destinée à tous les <i>maraîchers</i> de cinq villes principales	Gestion et administration du programme	300 000	1 100 000
	Formation et documents	440 000	
	Mise à exécution et suivi	260 000	
	Étude marketing	100 000	
Campagne destinée à tous les <i>vendeurs de produits alimentaires et restaurants de rue</i> de cinq villes principales	Gestion et administration du programme	310 000	1 820 000
	Formation et marketing social	1 050 000	
	Mise à exécution et suivi	240 000	
	Étude marketing	220 000	
Total			2 920 000

Source : IWMI (2009).

Tableau 13.3 SOMMAIRE DES COÛTS DE DEUX OPTIONS AVEC TRAITEMENT

	Stations sélectionnées	Coût (\$ US)
1) Réhabilitation des STEP Réhabilitation limitée aux fonctions de base des stations sélectionnées avec les terres agricoles	Roman Ridge, Accra	5 500
	PRESEC, Accra	48 500
	KNUST, Kumasi	50 000
	Asafo, Kumasi	7 000
	Pantang, Accra	20 000
	Kamina Barracks, Tamale	20 000
	UCEW, Winneba	25 000
	STEP d'Ankaful	25 000
	STEP de Volta Star, Juapong	17 000
	Total	218 000
2) Construction Nouvelle construction d'une petite station de traitement avec réhabilitation et prolongement des conduites d'égout (partie intégrante du projet ASIP déjà financé et en cours)	Total des coûts annuels d'exploitation et de maintenance, incluant la main-d'œuvre pour les neuf stations	333 000
	Université du Ghana, Accra : (Re)branchement des égouts	16 500 000
	Étangs et station de pompage	6 700 000
	Total	23 200 000

Source : IWMI (2009).

2.3. Rapport coût-efficacité

Le rapport coût-efficacité des interventions a été modélisé au moyen de la suite logicielle TreeAge ProHealth (<<http://www.treeage.com>>), (Robberstad et coll., 2007). Les rapports coût-efficacité (RCE) moyens ont été calculés en \$ US par AVCI (c'est-à-dire le coût encouru pour chaque AVCI évitée grâce à l'intervention), de même que les rapports coût-efficacité différentiels (RCED), (c'est-à-dire le coût supplémentaire nécessaire pour chaque unité additionnelle d'AVCI évitée découlant de l'investissement dans l'intervention plutôt que son comparateur), après avoir tenu compte des AVCI évitées pour chacune des interventions par rapport au statu quo (scénario sans intervention). Une analyse des chemins d'expansion, basée sur les RCED, a aussi été réalisée pour mettre en évidence les interventions les moins intéressantes (c'est-à-dire les interventions qui sont à la fois coûteuses et moins efficaces que leurs comparateurs) et pour classer des interventions. Tous les coûts et les AVCI évitées ont été actualisés à trois pour cent comme base de référence avec une analyse de sensibilité à zéro et six pour cent, comme le suggère l'OMS. Les rapports coût-efficacité ont été comparés avec une valeur seuil de 150 \$ US par AVCI évitée, ce qui a servi pendant de nombreuses années de critère d'évaluation économique brut par lequel une intervention sanitaire dans un pays en développement est considérée comme rentable (Banque mondiale, 1993). Toutes les interventions avec des rapports coût-efficacité < 150 \$ US par AVCI étaient jugées rentables alors que celles > 150 \$ US par AVCI étaient classées comme peu attrayantes².

2.4. Analyse de sensibilité et d'incertitude

Une analyse de sensibilité à un critère a également été effectuée pour déterminer les effets des variations dans les taux d'actualisation et d'adoption de la campagne sur le RCE et le RCED. Le RCE et le RCED ont été calculés pour chacune des interventions en variant le taux d'actualisation pour les coûts et les avantages (AVCI) de zéro à six pour cent. Puisque les calculs étaient fondés sur une campagne réussie avec un taux d'adoption de 100 pour cent, l'analyse de sensibilité a été utilisée pour tenir compte des taux d'adoption plus faibles. Des taux d'adoption de 25 pour cent et 75 pour cent, représentant respectivement des scénarios pessimiste et optimiste, ont été évalués pour les interventions aux champs et post-récolte. Quant aux coûts, comme mentionné plus haut, des distributions triangulaires ont été appliquées à la fois pour les coûts en capital et les charges récurrentes avec des valeurs minimales et maximales à 20 pour cent en dessous ou au-dessus de la valeur la plus probable, calculées au moyen de l'approche par

2. Dans la documentation la plus récente, d'autres critères sont utilisés en s'inspirant par exemple du PIB du pays. La Commission macroéconomie et santé classe les interventions qui ont un rapport coût-efficacité inférieur à trois fois le PIB par tête comme étant économiques (CMH, 2001).

composant (Robberstad et coll., 2007). À partir des distributions triangulaires, 10 000 simulations de Monte Carlo ont été effectuées et les RCE calculés. De ces itérations, des RCE moyens avec des intervalles de confiance de 95 pour cent ont été calculés pour chacune des interventions.

■ 3. RÉSULTATS

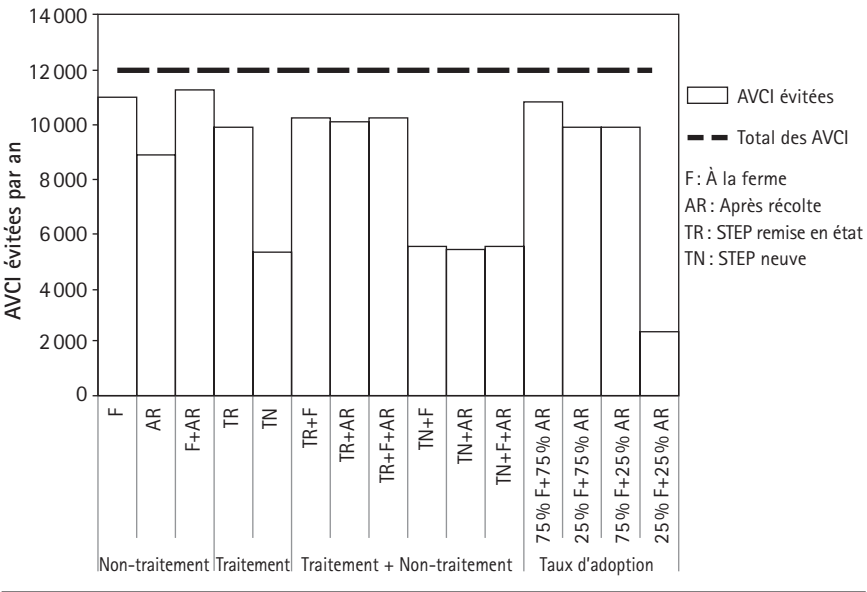
3.1. Risques d'infection, cas de diarrhée et AVCI

Le risque annuel d'infection associé à la consommation de laitues irriguées conformément aux pratiques actuelles d'irrigation avec des eaux usées et de post-récolte à travers le pays a montré un risque élevé d'infection virale. Le risque d'infection virale médiane était d'une ampleur de 10^{-1} par personne par année (pppa) alors que celui des bactéries et protozoaires était de 10^{-5} pppa. Les risques d'infections bactériennes et protozoaires compte tenu des pratiques actuelles d'irrigation avec des eaux usées respectent donc le risque d'infection admissible de 10^{-4} pppa établi par l'OMS. Ces risques d'infection ont provoqué 477 258 cas autolimitatifs de diarrhée (légère), constituant 0,68 épisode par consommateur par année. Cela n'entre pas dans la fourchette d'incidence de diarrhées de 0,8-1,3 pppa pour tous les âges dans les pays en développement, mais se rapproche de la moyenne mondiale d'incidence de diarrhées de 0,7 pppa (Mathers et coll., 2002). Parmi les épisodes de diarrhée (0,68), environ 14 pour cent et 0,1 pour cent étaient respectivement graves et mortels, et ils se traduisaient par 12 016 AVCI par année, soit 0,017 AVCI pppa. Ce chiffre représente près de 10 pour cent des AVCI signalées par l'OMS qui se produisent dans les régions urbaines du Ghana en raison des différents types de diarrhées liés à l'eau et des problèmes d'assainissement (Prüss-Ustün et coll., 2008).

3.2. Efficacité des interventions

L'évaluation montre que de 41 à 92 pour cent des AVCI totales (associées à la consommation de salades irriguées avec des eaux usées) peuvent être évitées par le biais de différentes interventions aux champs et post-récolte (figure 13.2). Une campagne ciblant des pratiques améliorées aux champs pourrait permettre d'éviter jusqu'à 92 pour cent des AVCI, alors que jusqu'à 74 pour cent d'entre elles pourraient être évitées par le biais d'interventions au niveau du secteur des aliments de rue. De plus, la réhabilitation des neuf STEP sélectionnées qui sont à proximité de terres agricoles et bien réparties dans l'ensemble du pays pourrait permettre une réduction élevée des AVCI de 82 pour cent si les agriculteurs acceptaient de se déplacer dans ces sites. Construire une nouvelle STEP (indépendamment de son niveau de sophistication et de son coût) serait certainement très efficace dans son traitement, mais ne pourrait pas répondre aux besoins de tous les agriculteurs (même à Accra, avec le plus grand nombre d'exploitations

Figure 13.2 AVCI ÉVITÉES GRÂCE AUX INTERVENTIONS



agricoles urbaines irriguées) et fournir tous les légumes requis. Par conséquent, elle permettrait uniquement d'éviter, dans le meilleur des cas, 44 pour cent des AVCI annuelles. Des options sans traitement combinées (à l'intérieur et à l'extérieur des champs) ou des options sans traitement et la réhabilitation des neuf STEP augmenteraient dans tous les cas les avantages pour la santé en évitant 94 pour cent des AVCI, ce qui n'est pas beaucoup plus que ce que les seules interventions aux champs peuvent accomplir si elles sont largement adoptées.

3.3. Coût-efficacité des interventions

Comme présenté au tableau 13.4, les RCE varient de 31 \$ US par AVCI à 812 \$ US par AVCI en moyenne. Sur la base de l'indice de référence RCE approximative de 150 \$ US par AVCI, les interventions les plus rentables sont celles qui visent la réduction des risques sanitaires au niveau des exploitations (RCE de 31 \$ US par AVCI). En outre, la réhabilitation à faible coût d'un plus grand nombre de STEP existantes mais sous-performantes et bien réparties dans les régions urbaines du Ghana, peut être très rentable. Ces deux options exigent que les agriculteurs adoptent des pratiques d'irrigation sécuritaires ou qu'ils déménagent sur des sites avec des sources d'eau plus sûres (traitées). Le fait de combiner les deux options pour offrir aux agriculteurs davantage de choix est également très économique (40 \$ US par AVCI). Il en va de même pour l'approche à

Tableau 13.4 RAPPORTS COÛT-EFFICACITÉ DES INTERVENTIONS

Interventions	RCE (\$ US/AVCI)	
	Moyenne	IC (5-95%)
Campagne sur les options sans traitement		
Taux d'adoption (TA) de 100 % aux champs	31	27-35
TA de 100 % post-récolte	67	58-76
TA de 100 % aux champs + post-récolte	83	72-95
TA de 25 % aux champs + TA de 75 % post-récolte	95	82-108
TA de 75 % aux champs + TA de 25 % post-récolte	94	81-107
TA de 25 % aux champs + TA de 25 % post-récolte (scénario pessimiste)	394	340-447
TA de 75 % aux champs + TA de 75 % post-récolte (scénario optimiste)	87	75-98
Options avec traitement		
Réhabilitation de certaines STEP urbaines	31	27-35
Construction d'une nouvelle STEP avec branchements aux ménages	786	678-893
Options combinées		
Réhabilitation + aux champs	40	34-45
Réhabilitation + post-récolte	48	41-54
Réhabilitation + aux champs + post-récolte	57	50-65
Construction + aux champs	771	666-877
Construction + post-récolte	798	689-907
Construction + aux champs + post-récolte	812	702-924

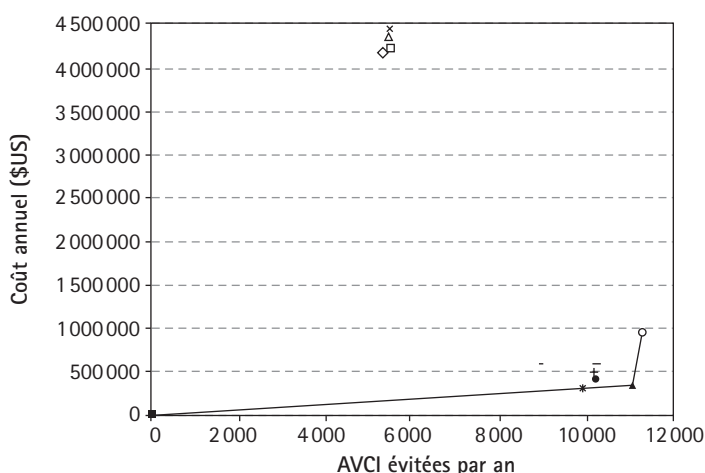
barrières multiples combinée à des réhabilitations à faible coût, des interventions aux champs et des interventions post-récolte (aliments de rue). C'est important, car cela permet d'offrir plus d'options et de sécurité pour la réduction des risques, tout en augmentant à peine les coûts par AVCI évitée.

Seule la construction de nouvelles STEP ne pouvait pas être considérée comme rentable, compte tenu de la réduction des risques pour la santé liés aux salades irriguées avec des eaux usées. Cela s'explique non seulement par la faible couverture, mais également par les coûts élevés si des branchements d'égouts sont prévus, et ce, même pour des systèmes d'étangs simples. Ainsi, l'augmentation du nombre de nouvelles stations pour couvrir toutes les terres nécessaires pour satisfaire la demande actuelle en laitues mènerait même à une baisse du RCE en dépit d'éviter toutes les AVCI. Cela s'applique aussi à toute intervention sans traitement combinée avec la construction d'une nouvelle STEP.

Le coût élevé de la compétitivité de la réhabilitation de la STEP est imputable aux investissements limités nécessaires pour que les systèmes fonctionnent de nouveau; les coûts sont même inférieurs aux fonds requis pour une campagne

nationale sur les options sans traitement. Toutefois, comme mentionné précédemment, cette option suppose qu'il n'y a pas d'autres coûts associés aux branchements des ménages et que les agriculteurs se déplacent sur ces sites avec des eaux usées traitées. Dans les cas où cela augmenterait leurs coûts de transport, il faudrait des mesures incitatives pour s'assurer que les agriculteurs ne maintiennent pas leurs parcelles actuelles qui présentent un risque élevé. Bien que les RCE fournissent des renseignements importants quant à l'efficacité des interventions, ils ne peuvent servir à classer les interventions sans tenir compte des contraintes en matière de ressources. Par conséquent, un chemin d'expansion, fondé sur le rapport coût-efficacité différentiel des interventions, a été effectué en classant tout d'abord toutes les interventions selon leur efficacité. La figure 13.3 montre le chemin d'expansion pour les interventions, étant donné qu'il n'y a pas de contrainte en matière de ressources. L'analyse coût-efficacité différentielle, qui y est associée, montre que la voie la plus économique pour la mise en œuvre d'interventions potentielles part de la réhabilitation des STEP aux interventions aux champs et à une combinaison d'interventions aux champs et post-récolte. Toutes les autres interventions étaient loin derrière, c'est-à-dire qu'elles se soldaient par des effets différentiels négatifs par rapport à un comparateur.

Figure 13.3 VOIE D'EXPANSION ILLUSTRANT LES INTERVENTIONS LES MOINS INTÉRESSANTES



- | | | |
|-------------------------------|---------------------------------|-------------------------|
| ■ Aucune intervention | + ST remise en état + AR | △ ST neuve + AR |
| ▲ Traitement à la ferme (F) | - Traitement après récolte (AR) | × ST neuve + F + AR |
| ○ F + AR | - ST remise en état + F + AR | — Interventions |
| × ST remise en état seulement | ◇ ST neuve seulement | les moins intéressantes |
| ● ST remise en état + F | □ ST neuve + F | |

3.4. Analyse de sensibilité et d'incertitude

L'actualisation des coûts et les avantages sur la santé à zéro pour cent et six pour cent a eu une grande incidence sur le RCE moyen, mais pas sur le classement des interventions quant au rapport coût-efficacité différentiel (résultats non présentés). En outre, il y avait un effet remarquable de l'adoption de la campagne au niveau des secteurs d'exploitation et post-récolte sur l'efficacité globale et par conséquent, le rapport coût-efficacité des interventions (figure 13.2 et tableau 13.4).

En règle générale, la relation décrivant ce phénomène a été exponentielle. Étant donné le scénario pessimiste où seulement 25 pour cent des agriculteurs et des vendeurs de produits alimentaires ont adopté les pratiques améliorées de la campagne, seuls 20 pour cent des AVCI perdues ont été évitées, se soldant par un RCE de 394\$ US par AVCI, soit plus que le double du RCE de référence, rendant ainsi la campagne peu attrayante. Le scénario optimiste représentant une adoption de 75 pour cent de meilleures pratiques aux secteurs d'exploitation et post-récolte a évité environ 90 pour cent des AVCI, entraînant un RCE de 87\$ US par AVCI. Cela montre qu'il est encore possible d'obtenir des gains sanitaires importants de façon rentable à des taux de non-respect marginaux d'un maximum de 25 pour cent pour le scénario optimiste dans cette étude dans les secteurs d'exploitation et post-récolte. D'autres calculs fondés sur la relation exponentielle montrent qu'un taux de non-respect (non-adoption) maximal d'environ 30 pour cent dans les secteurs d'exploitation et de post-récolte pourrait toujours rendre la campagne intéressante en raison de la référence de 150\$ US.

■ 4. DISCUSSION

L'évaluation a montré que la consommation de laitues irriguées avec des eaux usées est susceptible de contribuer de façon importante aux cas de diarrhées et aux AVCI, avec un effet disproportionné sur les enfants. Les résultats ont été comparés à ceux du projet SWITCH qui est financé par l'UE et qui a utilisé l'EQRM pour évaluer le fardeau de la maladie associé à l'eau potable courante contaminée, aux inondations, au fait de jouer dans des conduits pluviaux à ciel ouvert, à la natation dans les eaux des plages urbaines et à l'exposition professionnelle aux matières fécales à Accra (Lunani et coll., 2010). Il a été constaté que pour la même région urbaine et la même population, la consommation de légumes irrigués avec des eaux usées semble être le deuxième plus grand risque, après les enfants exposés à des drains pluviaux à ciel ouvert (IWMI, 2009).

Mensah et coll. (2002) ont découvert un large éventail d'organismes pathogènes, incluant *Staphylococcus aureus*, dans les salades des restaurants de rue à Accra et ont conclu que la laitue et le chou utilisés dans la préparation des salades étaient potentiellement irrigués avec des eaux usées ou fertilisés avec un fumier mal composté. Dans la même étude, de mauvaises pratiques d'hygiène par les

vendeurs d'aliments de rue ont également participé à la contamination microbienne des salades servies. Cette étude, ainsi que d'autres (Amoah et coll., 2007 ; Obuobie et coll., 2006 ; Seidu et coll., 2008), ont souligné l'importance des pratiques aux champs et post-récolte comme points de contrôle pour la réduction des dangers sanitaires associés à l'irrigation avec des eaux usées.

Comme l'indiquent les résultats, les mesures de réduction pour la santé à ces points ont le potentiel d'éviter un grand nombre d'AVCI tout en étant économiques. Néanmoins, l'analyse de sensibilité a montré l'importance des stratégies qui favorisent l'adoption des options sans traitement, puisque le non-respect de plus de 30 pour cent de la population a rendu la campagne de moins en moins attrayante en termes de coûts et de gains pour la santé.

Ainsi, des stratégies qui assurent une hausse constante de l'adoption des pratiques améliorées sont essentielles. À cet égard, les contraintes, incluant la nécessité d'une main-d'œuvre accrue (par exemple les étangs dans les champs) ou les besoins d'investissement associés à certaines des meilleures pratiques (par exemple les systèmes d'irrigation au goutte à goutte), ou encore le risque d'une baisse de rendement provoqué par l'arrêt de l'irrigation ou l'irrigation à la raie (voir le chapitre 12), doivent être pris en compte dans la conception de systèmes d'incitation et pour l'élaboration de programmes efficaces. Un cadre de travail regroupant les systèmes d'incitation, l'éducation, le marketing social et les règlements pour atteindre un taux d'adoption élevé, ainsi que des exemples pratiques provenant de recherches participatives aux champs, sont discutés dans les chapitres 16 et 17.

Il convient de souligner ici que cette évaluation reflète généralement une situation endémique, compte tenu des variations dans les organismes pathogènes dans l'eau d'irrigation des drains pluviaux avec des fonctions de distribution de probabilité. Ces distributions ne tenaient pas compte d'une épidémie ou d'une situation d'éclosion. Dans le cas d'une situation épidémique ou d'éclosion où la concentration d'organismes pathogènes dans l'eau d'irrigation est considérablement élevée, même une adoption de 70 à 75 pour cent pourrait ne pas réduire considérablement le total des AVCI, puisqu'une incidence élevée de diarrhées et d'AVCI pourrait se produire dans un groupe de consommateurs non touchés par l'intervention.

Étant donné la sensibilité des RCE des interventions sans traitement face aux taux d'adoption des agriculteurs et des vendeurs, il n'est pas logique de choisir un seul point de contrôle critique. Il est donc proposé que les interventions avec traitement (la réhabilitation des stations de traitement des eaux usées) et les interventions sans traitement (les pratiques d'irrigation améliorées aux champs et les pratiques post-récolte de lavage par les vendeurs de repas rapides) soient combinées pour accroître la probabilité de réduction des AVCI, tout en diminuant seulement légèrement les RCE. À cet égard, une combinaison impliquant la réhabilitation des neuf stations ghanéennes de traitement des eaux usées

avec une des options sans traitement, ou les deux, ne constitue pas seulement la meilleure approche « à barrières multiples » préconisée par l'OMS (2006), mais fournit aussi une certaine sécurité contre les défaillances potentielles des campagnes proposées.

Il est, par exemple, difficile de déterminer si la probabilité de changement de comportement sera plus élevée parmi les agriculteurs que les vendeurs, ou vice versa. Pour augmenter la probabilité de succès, il est donc recommandé de s'adresser aux deux groupes.

Dans l'ACE des interventions, visant à réduire les risques sanitaires associés aux légumes irrigués avec des eaux usées, celles concernant la construction d'une nouvelle station de traitement des eaux usées étaient moins attrayantes. Malgré les petites dimensions de la station, un facteur de coûts majeurs dans le cas d'Accra était la réhabilitation et la construction de branchements pour les ménages, qui a dominé la construction proprement dite de l'étang par un facteur de trois à un.

Néanmoins, les STEP pourraient être rentables en termes d'autres réductions des risques sanitaires (par exemple si des conduites d'égout souterraines remplacent des drains ouverts), le soutien aux ménages ou la protection de l'environnement, qui ne sont pas considérés ici. Il ne fait aucun doute que les STEP sont efficaces en matière de réduction des pathogènes et des maladies diarrhéiques (Barreto et coll., 2007; Kolahi et coll., 2009; OMS, 2006). Il est recommandé, d'une part, qu'elles soient adaptées au lieu et à la situation et, d'autre part, de procéder à une évaluation plus complète du rapport coût-efficacité, incluant tous les facteurs de risque associés à la diarrhée qui sont pertinents à l'échelle locale et qui pourraient être touchés par la construction d'une STEP, de même que par d'autres avantages offerts par les STEP.

Les RCE estimés pour les interventions qui sont présentés ici sont comparables à ceux d'autres interventions relatives aux eaux, à l'assainissement et à l'hygiène dans le monde entier, qui varient de 3,35 \$ US à 20 \$ US par AVCI pour le changement de comportement en matière d'hygiène, jusqu'à 6 396 \$ US par AVCI pour l'amélioration des systèmes urbains d'approvisionnement en eau et d'assainissement (tableau 13.5). La comparaison montre que les options sans traitement, ainsi que la réhabilitation à faible coût des installations de traitement existantes peuvent être aussi rentables que la promotion du lavage des mains ou de la chloration de l'eau. En outre, le RCE estimé pour les options sans traitement (les pratiques aux champs et post-récolte) et la réhabilitation de base des stations de traitement pour l'irrigation des légumes se compare favorablement avec un rapport coût-efficacité estimé de 516 \$ US par AVCI pour la réduction des diarrhées associées à la protection de drains pluviaux à Accra (IWMI, 2009). Toutefois, puisque ces RCE ont été obtenus par des méthodologies différentes, les comparaisons doivent être utilisées avec prudence. Par contre, nous pouvons être relativement sûrs qu'une intervention ayant un RCE de 45 \$ US par AVCI est meilleure qu'une autre de 450 \$ US par AVCI (Clasen et Haller, 2008).

Tableau 13.5 RCE DES INTERVENTIONS POUR LA RÉDUCTION DES MALADIES DIARRHÉIQUES

Intervention	RCE (\$ US/AVCI)	
	Moyenne	Intervalle
Campagne de changement de comportements liés à l'hygiène	—	3-20
Chloration effectuée dans les ménages	—	46-266
Désinfection solaire	54	40-74
Filtre de céramique	125	83-59
Construction et promotion d'installations sanitaires de base (fosses d'aisance)	≤ 270	—
Installations sanitaires de base (promotion seulement)	11	—
Approvisionnement en eau à l'aide de pompes manuelles et de bornes	94	—
Approvisionnement en eau à l'aide d'un branchement à la maison	223	—
Réhydratation par voie orale	1 062	132-2 570
Immunisation contre les rotavirus	2 478	1 402-8 357
Immunisation contre le choléra	2 945	1 658-8 274
Amélioration de l'approvisionnement en eau et l'assainissement en milieu rural	1 974	—
Amélioration de l'approvisionnement en eau et l'assainissement en milieu urbain	6 396	—
Campagne menant à une adoption de 75% des pratiques sécuritaires d'irrigation et de lavage des légumes ^a	87	75-98

^a cette étude

Source : Cairncross et Valdmanis (2006) ; Clasen et Haller (2008) ; Hutton et Haller (2004) ; Keusch et coll. (2006) ; Lvovsky (2001).

L'évaluation a mis en application l'EQRМ afin d'estimer les risques sanitaires découlant de dangers microbiens extrapolés. L'extrapolation de l'analyse empirique des bactéries coliformes thermotolérantes pour les différents organismes pathogènes demeure, cependant, seulement une estimation fondée sur les meilleures fonctions de transfert disponibles. Cela peut entraîner une sous-estimation ou une surestimation des risques pour la santé avec les AVCI assorties, et par conséquent les RCE. L'étude de Donkor et coll. (2008) montre par exemple qu'en ce qui concerne *E. coli* O157:H7, notre évaluation est peut-être du bon côté. Une telle incertitude entourant les estimations a été comptabilisée en fournissant l'intervalle de confiance (IC) de 95 pour cent autour du RCE moyen, pour fournir aux décideurs l'occasion de mieux évaluer les options d'intervention selon une évolution continue. Toutefois, une étude plus rigoureuse reposant sur des enquêtes épidémiologiques sur les interventions et leur effet sur la diarrhée est nécessaire pour valider davantage les résultats de l'EQRМ et les RCE obtenus dans le cadre de cette évaluation.

■ CONCLUSIONS

Le risque pour la santé associé à l'irrigation avec des eaux usées en ce qui a trait aux cas de diarrhées et à leurs AVCI connexes peut s'avérer important. Cette étude a montré qu'en mettant en œuvre des interventions aux champs et post-récolte, à la fois de manière indépendante et combinée, les AVCI pouvaient être réduites considérablement de manière très rentable. Bien que ces interventions soient intéressantes, leur mise en œuvre et le rapport coût-efficacité qui en découle reposent beaucoup sur les taux d'adoption par les agriculteurs et les vendeurs de repas-minute. Il est donc suggéré que ces interventions fassent l'objet d'une bonne promotion, tirant profit de mesures incitatives tangibles ou non, et qu'elles soient combinées à la réhabilitation des stations de traitement des eaux usées lorsqu'il est possible de la faire à faible coût en vue d'assurer, par une diminution légère du RCE, la meilleure utilisation de ressources rares. L'étude souligne également que la construction de nouveaux bassins de traitement des eaux usées et de systèmes d'égout connexes est beaucoup moins économique en matière de réduction des risques pour la santé publique dans une perspective (limitée) d'irrigation avec des eaux usées. D'autres études sur les « options sans traitement » ainsi que sur l'effet plus important des stations de traitement sont recommandées.

■ RÉFÉRENCES

- Adjei, A. A. et coll. (2004). « *Cryptosporidium spp.*: A frequent cause of diarrhoea among children at the Korle-Bu Teaching Hospital, Accra, Ghana », *Japanese Journal of Infectious Diseases*, vol. 57, p. 216-219.
- Amoah, P. et coll. (2007). « Irrigated urban vegetable production in Ghana: Microbial contamination in farms and markets and associated consumer risk groups », *Journal of Water and Health*, vol. 5, n° 3, p. 455-466.
- Awuah, E., E. Nkrumah et J. G. Monney (1996). « The performance of the Asokwa Waste Stabilization Pond and the Condition of other Sewage Treatment Plants in Ghana », *Journal of Science Technology (Ghana)*, vol. 16, n° 1-2, p. 121-126.
- Banque mondiale (1993). *World Development Report 1993: Investing in Health*, New York, Oxford University Press.
- Barreto, M. L. et coll. (2007). « Effect of city-wide sanitation programme on reduction in rate of childhood diarrhoea in northeast Brazil: Assessment by two cohort studies », *Lancet*, vol. 370, p. 1622-1628.
- Blumenthal, U. J. et A. Peasey (2002). « Critical review of epidemiological evidence of the health effects of wastewater and excreta use in agriculture », Genève, document non publié préparé pour l'Organisation mondiale de la santé, <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/whocriticalrev.pdf>.
- Cairncross, S. et V. Valdmanis (2006). « Water supply, sanitation and hygiene promotion », dans D. Jamison et coll. (dir.), *Disease Control Priorities in Developing Countries*, Washington, Oxford University Press et Banque mondiale, 2^e édition, p. 771-792, <<http://www.dcp2.org>>.

- Clasen, T. F. et L. Haller (2008). *Water Quality Interventions to Prevent Diarrhoea: Cost and Cost-Effectiveness*, Genève, Organisation mondiale de la santé, <http://www.who.int/water_sanitation_health/economic/prevent_diarrhoea/en/index.html>.
- CMH (Commission macroéconomie et santé) (2001). *Macroeconomics and Health: Investing in Health for Economic Development*, Boston, Centre pour le développement international de l'Université Harvard.
- Donkor, E. S. et coll. (2008). «Monitoring enterohaemorrhagic *Escherichia coli* O157:H7 in the vegetable food chain in Ghana», *Research Journal of Microbiology*, vol. 3, n° 6, p. 423-428.
- Drechsel, P. et coll. (2008). «Reducing health risk from wastewater use in urban and peri-urban sub-Saharan Africa: Applying the 2006 WHO Guidelines», *Water Science and Technology*, vol. 57, n° 9, p. 1461-1466.
- DuPont, H. L. et coll. (1995). «The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers», *New England Journal of Medicine*, vol. 332, n° 13, p. 855-859.
- Fletcher, M., M. E. Levy et D. D. Griffin (2000). «Foodborne outbreak of Group A rotavirus gastroenteritis among college students: District of Columbia, March-April 2000», *MMWR Morbidity and Mortality Weekly Report*, vol. 49, p. 1131-1133.
- Gerba, C. P. et coll. (2008). «Exposure and risk assessment of *Salmonella* in recycled residuals», *Water Science and Technology*, vol. 57, n° 7, p. 1061-1065.
- Grimwood, K. et coll. (1988). «Comparison of serum and mucosal antibody responses following severe acute rotavirus gastroenteritis in young children», *Journal of Clinical Microbiology*, vol. 26, p. 732-738.
- GSS (Ghana Statistical Service) (2002). *Population and Housing Census: Special Report on 20 Largest Cities*, Accra, Ghana Statistical Service.
- Haas, C. N., J. B. Rose et C. P. Gerba (1999). *Quantitative Microbial Risk Assessment*, New York, John Wiley and Sons.
- Hamilton, A. J. et coll. (2006). «Quantitative microbial risk assessment models for consumption of raw vegetables irrigated with reclaimed water», *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 76, p. 3284-3290.
- Havelaar, A. H. et J. M. Melse (2003). *Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality: A Burden of Disease Approach*, RIVM, rapport n° 734301022/2003, Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Hodgson, I. O. A. (2000). «Treatment of domestic sewage at Akuse (Ghana)», *Water SA*, vol. 26, n° 3, p. 413-416.
- Hutton, G. et L. Haller (2004). *Evaluation of the Costs and Benefits of Water and Sanitation Improvements at the Global Level*, OMS/SDE/WSH/04.04, Genève, Organisation mondiale de la santé, <http://www.who.int/water_sanitation_health>.
- IWMI (2009). «Wastewater irrigation and public health: From research to impact – A road map for Ghana», Accra, rapport pour Google.org préparé par l'IWMI.
- Kennedy, M. et coll. (2004). «Hospitalizations and deaths due to *Salmonella* infections, FoodNet, 1996-1999», *Clinical Infectious Disease*, vol. 38, n° 3, p. 142-148.
- Keraita, B. et P. Drechsel (2004). «Agricultural use of untreated wastewater in Ghana», dans C. A. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing.
- Keusch, G. T. et coll. (2006). «Diarrhoeal diseases», dans D. T. Jamison et coll. (dir.), *Disease Control Priorities in Developing Countries*, 2^e édition, New York, Oxford University Press.
- Kolahi, A. A., A. Rastegarpour et M. R. Sohrabi (2009). «The impact of an urban sewerage system on childhood diarrhoea in Tehran, Iran: A concurrent control field trial», *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, vol. 103, n° 5, p. 500-505.

- Lunani, I. et coll. (2010). « Quantitative microbial risk analysis to evaluate health effects of interventions in the urban water system of Accra, Ghana », *Water Research*, vol. 8, n° 8, p. 417-430.
- Lvovsky, K. (2001). « Health and environment », *Environment Strategy Papers Series No. 1*, Washington, Banque mondiale.
- Mackenzie, W. R. et coll. (1994). « A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply », *New England Journal of Medicine*, vol. 331, n° 3, p. 161-167.
- Mara, D. D. et coll. (2007). « Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies », *Journal of Water and Health*, vol. 5, n° 1, p. 39-50.
- Mathers, C. D. et coll. (2002). *Global Burden of Disease 2000: Version 2 Methods and Results*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- McCullough, N. B. et C. W. Eisele (1951a). « Experimental human salmonellosis. I. Pathogenicity of strains of *Salmonella meleagridis* and *Salmonella anatum* obtained from spray dried whole egg », *Journal of Infectious Diseases*, vol. 88, n° 3, p. 278-289.
- McCullough, N. B. et C. W. Eisele (1951b). « Experimental human salmonellosis. III. Pathogenicity of strains of *Salmonella newport*, *Salmonella derby*, and *Salmonella bareilly* obtained from spray dried whole egg », *Journal of Infectious Diseases*, vol. 89, n° 3, p. 209-213.
- McCullough, N. B. et C. W. Eisele (1951c). « Experimental human salmonellosis. IV. Pathogenicity of strains of *Salmonella pullorum* obtained from spray dried whole egg », *Journal of Infectious Diseases*, vol. 89, n° 3, p. 259-265.
- Mensah, P. et coll. (2002). « Street foods in Accra, Ghana: How safe are they ? », *Bulletin de l'Organisation mondiale de la santé*, vol. 80, n° 7, p. 546-557.
- Murray, C. J. (1994). « Quantifying the burden of disease: The technical basis for disability-adjusted life years », *Bulletin de l'Organisation mondiale de la santé*, vol. 72, n° 3, p. 429-445.
- Murray, C. J. L. (1996). « Rethinking AVCI », dans C. J. L. Murray et coll. (dir.), *The Global Burden of Disease. A Comprehensive Assessment of Mortality and Disability for Diseases, Injuries and Risk Factors in 1990 and Projected to 2020*, Cambridge, Harvard University Press, p. 1-97.
- Murray, C. J. L. et A. D. Lopez (1996) *The Global Burden of Disease, Volume 1: A Comprehensive Assessment of Mortality and Disability from Diseases, Injuries, and Risk Factors in 1990 and Projected to 2020*, Cambridge, Harvard University Press.
- Obuobie, E. et coll. (2006). *Irrigated Urban Vegetable Production in Ghana: Characteristics, Benefits and Risks*, Accra, IWMI-RUAF-CPWF, <<http://www.ruaf.org/node/1046>>.
- OMS (2003). *Making Choices in Health: OMS Guide to Cost-Effectiveness Analysis*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Prüss-Ustün, A. et coll. (2008). *Safer Water, Better Health: Costs, Benefits and Sustainability of Interventions to Protect and Promote Health*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Reither, K. et coll. (2007). « Acute childhood diarrhoea in northern Ghana: Epidemiological, clinical and microbiological characteristics », *BMC Infectious Diseases*, vol. 7, n° 104, <<http://www.biomedcentral.com/1471-2334/7/104>>.
- Robberstad, B., Y. Hemed et O. F. Norheim (2007). « Cost-effectiveness of medical interventions to prevent cardiovascular disease in a sub-Saharan African country – The case of Tanzania », *Cost-Effectiveness and Resource Allocation*, vol. 5, n° 3, <<http://www.resource-allocation.com/content/pdf/1478-7547-5-3.pdf>>.

- Seidu, R. et coll. (2008). «Quantification of the health risks associated with wastewater reuse in Accra, Ghana: A contribution toward local guidelines», *Journal of Water and Health*, vol. 6, n° 4, p. 461-471.
- Shuval, H., Y. Lampert et B. Fattal (1997). «Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture», *Water Science and Technology*, vol. 35, n° 11-12, p. 15-20.
- Voetsch, A. C. et coll. (2004). «FoodNet estimate of the burden of illness caused by nontyphoidal *Salmonella* infections in the United States», *Clinical Infectious Diseases*, vol. 38, p. 127-134.
- Ward, R. L. et coll. (1986). «Human rotavirus studies in volunteers: Determination of infectious dose and serological response to infection», *Journal of Infectious Diseases*, vol. 154, n° 5, p. 871-880.

Page Laissée Vide Intentionnellement

LA GOUVERNANCE DES EAUX USÉES ET L'ADOPTION D'OPTIONS POUR RÉDUIRE LES RISQUES

Page Laissée Vide Intentionnellement

Discuter les approches conventionnelles de gestion de l'utilisation des eaux usées en agriculture

Frans Huibers, Mark Redwood et Liqa Raschid-Sally

■ RÉSUMÉ

Dans les pays en développement, les responsables de la gestion des eaux usées n'arrivent souvent pas à faire face à la production grandissante d'eaux usées. Des contraintes financières, techniques et institutionnelles obligent les autorités à évacuer des quantités importantes d'eaux usées non traitées ou partiellement traitées dans les eaux de surface. Par conséquent, l'utilisation non contrôlée d'eau polluée est de plus en plus courante dans les régions périurbaines en aval de grandes villes. Bien que l'utilisation d'eaux usées pose un risque important pour la santé des humains, elle offre également des avantages et constitue un atout pour de nombreuses personnes. L'utilisation agricole des eaux usées est une manifestation évidente de la connexion urbaine-rurale et elle transfère un risque hydrique depuis le système d'évacuation des eaux usées à la chaîne alimentaire, ce qui nécessite un changement de paradigme dans les approches affectées à l'atténuation des risques. Des modèles conventionnels de traitement et de gestion des eaux usées urbaines s'inspirent d'approches descendantes axées sur les aspects techniques qui ne tiennent pas compte, ou pas assez, des liens entre les facteurs sociaux, économiques et sanitaires. Cette situation est compréhensible d'un point de vue historique et théorique, mais elle n'offre pas de solutions innovatrices aux problèmes actuels dans les villes de pays en développement. Nous avons besoin d'une approche différente qui jette un nouveau regard sur la conception et la gestion conventionnelles des réseaux d'assainissement. En

adoptant une approche systémique visant à analyser à la fois les chaînes hydriques et alimentaires, on constate les interactions des différents intervenants qui traitent et utilisent (ou abusent de) l'eau, les répercussions sur l'ensemble de la productivité et les risques. Les systèmes de gouvernance destinés à gérer l'utilisation des eaux usées en agriculture doivent intégrer la décentralisation pour permettre la réflexion d'en bas, favoriser la participation des parties concernées et fournir une coordination et une cohésion des politiques afin de gérer conjointement les risques des chaînes hydriques et alimentaires.

■ INTRODUCTION

Dans les pays en développement, la croissance de la population, l'urbanisation et le développement économique entraînent des débits d'eaux usées toujours grandissants qui surpassent les capacités actuelles de gestion, de traitement et de bonne manutention. De nombreuses villes des pays en développement connaissent une croissance inégalée (de quatre à huit pour cent par année), dépassant la capacité des gestionnaires des villes à y faire face (Davis, 2006). Malgré les milliards de dollars investis dans une gestion améliorée des eaux usées, Ujang et Henze (2006) font valoir que 95 pour cent des eaux usées générées pénètrent dans l'environnement sans traitement adéquat.

À l'échelle mondiale, la pollution des eaux de surface à proximité des villes est évidente, avec des répercussions qui touchent jusqu'aux zones agricoles en aval (Raschid-Sally et Jayakody, 2008; Scott et coll., 2004). Cela a comme résultat que plus de 10 pour cent de la population mondiale consomme des aliments qui sont irrigués avec des eaux usées de qualité variée (OMS, 2006). L'utilisation agricole d'eaux usées urbaines et d'eau polluée constitue plus globalement un défi non seulement parce qu'une piètre qualité de l'eau a des conséquences sur l'environnement, mais également parce qu'elle est directement liée à la chaîne alimentaire. Cette situation est susceptible de perdurer à l'avenir (voir le chapitre 1) et elle touchera sans aucun doute de nouvelles régions qui connaîtront une croissance urbaine. Pour une meilleure protection de la santé, il incombe de s'occuper simultanément des risques sanitaires associés à la pollution de l'eau et à la contamination alimentaire. En fait, il s'agit de notre interprétation quant à la meilleure manière, dans le contexte des pays en développement, de mettre en application les directives de 2006 de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture.

Des recherches compilées par l'ONU ont permis de conclure que le modèle conventionnel de collecte, de traitement et d'évacuation des eaux usées échoue souvent en raison de coûts élevés et de la faible capacité à payer, de problèmes associés à la gouvernance et parce qu'on accorde trop d'importance aux processus technologiques (ONU-Habitat, 2006; chapitre 15 de ce livre). De tels systèmes

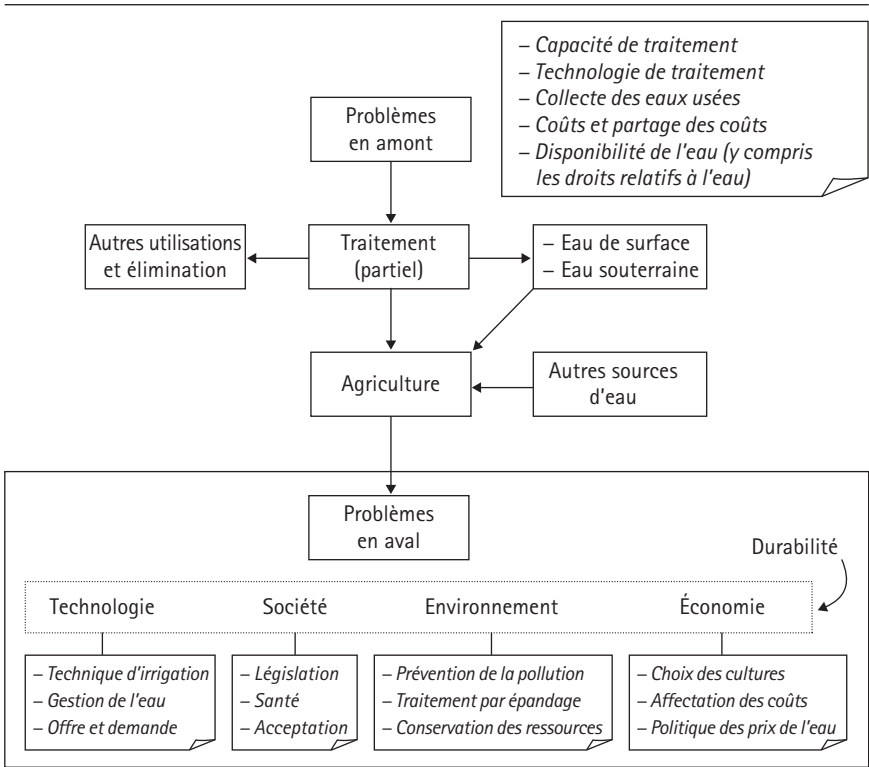
axés sur la technologie, centralisés ou décentralisés, visent des niveaux de qualité admissibles pour protéger le milieu naturel. Cela suppose que les normes des pays développés sont souvent appliquées dans les pays en développement, et ce, peu importe s'ils ont les capacités financières et institutionnelles pour gérer les systèmes de manière à ce qu'ils se conforment aux normes. Bien que les nouvelles directives de l'OMS relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture donnent la possibilité d'adapter les normes aux exigences locales, les arrangements institutionnels qui existent dans les pays en développement peinent à les respecter. De plus, peu de systèmes de gestion des eaux usées tiennent compte de l'utilisation agricole des effluents du point de vue de la récupération des eaux et des éléments nutritifs, un facteur essentiel lorsqu'on aborde la faisabilité environnementale et économique. Notre document présente et commente un autre paradigme pour répondre à ce problème.

Nous sommes partis de l'hypothèse que les modèles conventionnels de gestion des eaux usées ne fonctionnent pas, puisqu'ils ne tiennent pas suffisamment compte des utilisateurs en aval et qu'ils n'accordent pas une assez grande valeur aux conséquences sociales, économiques et sanitaires des eaux usées. C'est pourquoi les services décentralisés d'approvisionnement en eau comme le « système de tri à la source en boucle fermée » et d'autres techniques d'assainissement écologique pourraient mieux réussir. Et ce, parce qu'ils s'appuient sur des principes d'intégration, de prévention et de récupération des ressources, plutôt que sur le traitement et l'évacuation.

Il convient de remarquer que le Sénat australien a décidé que lorsque venait le temps de remplacer des infrastructures urbaines vieillissantes, il fallait réfléchir plus sérieusement à des formes décentralisées de prestation de services, tout particulièrement en ce qui concerne le recyclage de l'eau (Stenekes et coll., 2006).

Utiliser une approche axée sur la chaîne de l'eau (figure 14.1), qui s'inspire des principes de gestion des systèmes, contribue à définir quels sont les enjeux en amont et en aval et en quoi ils sont liés, permettant ainsi l'identification de la manière dont les responsabilités sont réparties parmi les différents intervenants. L'objectif de conceptualiser l'eau et les eaux usées au moyen d'une approche systémique est de permettre d'aborder la suite des événements. Cela part de l'endroit où on accède à l'eau (la source), pour passer à travers les différentes utilisations (et réutilisations), jusqu'à l'endroit où elle est évacuée, habituellement dans l'environnement. Ainsi, nous soutenons qu'une telle approche analytique peut améliorer la gestion en permettant aux utilisateurs d'optimiser les manières dont la ressource devrait être gérée (voir ci-dessous). Une telle stratégie de gestion vise non seulement à améliorer la qualité de l'eau par le biais d'un traitement durable des eaux usées, mais également à satisfaire aux exigences des utilisateurs en matière d'eau et d'éléments nutritifs.

Figure 14.1 LA CHAÎNE DE L'EAU : CADRE CONCEPTUEL
ILLUSTRANT LES LIENS EN AMONT ET EN AVAL



Source : Modifié à partir des données de Huibers et Raschid-Sally (2005).

Suivre une approche axée sur la chaîne de l'eau montre aussi comment la pollution peut avoir une incidence sur les aliments que consomment les humains. Comprendre les différentes voies de contamination qui existent, le long de la chaîne alimentaire parallèle, de la ferme jusqu'aux consommateurs à travers divers moyens de transport et chaînes commerciales, contribuerait à faciliter simultanément l'amélioration de la qualité de l'eau et des aliments (voir le chapitre 12). La réduction des risques au moyen de l'approche à barrières multiples préconisée par l'OMS suppose qu'on pourrait faire des interventions en partie le long de la chaîne de l'eau et en partie le long de la chaîne alimentaire afin d'obtenir une réduction cumulative des risques. Ainsi, la gestion des risques comporterait une combinaison de pratiques d'irrigation et agricoles plus sécuritaires, ainsi que des mesures post-récolte de sécurité des produits agricoles. Cela nécessiterait des arrangements institutionnels différents de ceux qui existent actuellement dans la plupart des pays. Une utilisation acceptable et sans risque des eaux

usées demanderait la participation des parties concernées, ce qui a été clairement démontré même dans les pays développés, où la participation des intervenants a été reconnue dans la réussite ou l'échec d'un projet (Keremane et McKay, 2007; Nancarrow et coll., 2008; Stenekes et coll., 2006; Tsagarakis et Georgantzis, 2003).

En tenant compte de tout ce que nous venons de mentionner, nous soutenons qu'un nouveau paradigme pour la gouvernance des eaux usées dans les pays en développement, qui permet l'utilisation agricole, devrait reposer sur quatre préceptes fondamentaux (qui seront abordés dans les sections subséquentes de ce chapitre):

- L'utilisation d'une approche axée sur la chaîne de l'eau (inversée) pour concevoir des réseaux d'assainissement;
- La décentralisation des services de gestion et des systèmes de traitement des eaux usées;
- La cohérence des politiques et la coordination pour relier les secteurs, les attributs et les coûts;
- La participation des intervenants non seulement dans l'assentiment, mais également dans la prise de décisions.

Pour mettre à exécution ce changement de paradigme, il faudra avoir de nouveaux arrangements institutionnels, notamment une meilleure coordination et une meilleure collaboration. Cela nécessite d'analyser les institutions existantes (à la fois formelles et informelles) pour la gestion des eaux usées et la sécurité des produits alimentaires. Puisque la plus grande utilisation des eaux usées a lieu dans les zones urbaines et périurbaines, il convient d'effectuer l'examen des organisations pour l'agriculture et la planification urbaine, et de bien comprendre l'équilibre des pouvoirs, les lacunes, les chevauchements et les ambiguïtés de tous ces secteurs.

■ 1. L'APPROCHE CONCEPTUELLE DE LA CHAÎNE DE L'EAU INVERSÉE

Huibers et van Lier (2005) de même que Huibers et Raschid-Sally (2005) suggèrent qu'une approche axée sur la chaîne de l'eau pour relier les besoins et les enjeux en amont et en aval constitue une plateforme utile pour négocier et répartir les responsabilités des différents intervenants le long de la chaîne. Malgré les problèmes encourus avec les arrangements de gouvernance existants en ce qui concerne les eaux usées, l'avantage d'associer l'utilisation des eaux usées à la manière dont elles sont manipulées en amont est considérable. Nous suggérons également qu'en ce qui concerne la durabilité, il convient d'aller au-delà de la chaîne des eaux usées et d'établir des liens avec la chaîne de contamination alimentaire, puisque les deux sont intimement liées par l'utilisation agricole. Dans les deux chaînes, il y a un ensemble d'intervenants qui dans leurs actions utilisent l'eau et ont une influence sur la qualité (de façon positive ou négative) de l'eau

ou des produits alimentaires. Afin d'appuyer la prise de décisions et l'élaboration des meilleures pratiques de gestion, il faut comprendre les liens et les relations entre les intervenants et les processus auxquels ils participent.

Dans le réseau conventionnel d'assainissement, la conception et la gestion s'effectuent fondamentalement du haut vers le bas. Les agriculteurs sont des récepteurs passifs de l'eau polluée et ils sont souvent mal informés sur la composition de l'eau, et tenus à l'écart des décisions et des négociations au sein du système. Ils n'ont donc pas leur mot à dire sur la manière dont les eaux usées sont manipulées. L'approche axée sur la chaîne de l'eau inversée suppose que les utilisateurs puissent exprimer leurs préférences quant aux volumes et à la qualité par rapport à l'utilisation prévue, aux coûts et aux avantages. De cette manière, les eaux usées sont considérées comme une ressource plutôt qu'un déchet.

Un élément clé de cette approche est sa souplesse. Les approches centralisées sont souvent très rigides et sont conçues avec peu d'égard au contexte particulier. Les cadres stratégiques précisent souvent les exigences en matière de qualité au point de rejet, souvent sans tenir compte de l'utilisation finale. Une souplesse permettrait un plus grand pouvoir discrétionnaire du gouvernement local dans les normes appliquées à l'utilisation des eaux usées pour différentes cultures actuelles, ainsi que pour celles envisagées pour l'avenir.

Conceptuellement, la chaîne de l'eau ressemble à une chaîne de production comptant de nombreux acteurs. Les théories de gestion de la chaîne d'approvisionnement suggèrent d'optimiser la gestion d'une chaîne de production en coordonnant les actions des acteurs indépendants dans un ensemble unifié (Peterson et coll., 2001). La gestion de la chaîne d'approvisionnement présente les caractéristiques suivantes :

- Il s'agit d'une approche systémique qui offre une vision globale de la chaîne d'approvisionnement et qui gère les flux de produits du fournisseur au client ultime.
- Elle stimule les choix stratégiques de deux organisations ou plus dans un processus de production pour concerter les efforts déployés en vue de réaliser une utilisation optimale des ressources et aboutir à un produit.
- Elle met l'accent sur le consommateur pour créer des sources uniques et individualisées de valeurs, menant à sa satisfaction.

Peterson et coll. (2001) décrivent les relations entre les différents intervenants d'une chaîne d'approvisionnement et leurs options stratégiques. À une extrémité, les intervenants peuvent se positionner comme acheteurs ou vendeurs du marché au comptant (*spot market*), au sein duquel ils agissent indépendamment des autres intervenants de la chaîne d'approvisionnement. L'autre extrémité est décrite comme une intégration verticale où les intervenants reconnaissent un avantage commun lorsqu'ils coopèrent au sein de la chaîne d'approvisionnement pour offrir des produits satisfaisants au dernier acquéreur. Le continuum passe d'une

faible intensité à une intensité élevée de coordination et de contrôle. La confiance mutuelle est nécessaire pour accroître la coopération entre les organismes lorsqu'on cherche à atteindre un objectif commun (Mentzer et coll., 2001).

Evers et coll. (2008) donnent à penser que ces principes, lorsqu'on les applique à la production d'eaux usées et au processus d'utilisation des effluents, permettent de tenir compte des exigences du système et de gouvernance selon une perspective différente. En mettant en pratique ces principes dans le cadre d'une étude de cas sur l'utilisation périurbaine d'eaux polluées pour l'agriculture à Hanoi, au Vietnam, on constate que cette ville illustre parfaitement la situation vécue dans de nombreuses villes des pays en développement. Dans ces villes, il y a une utilisation spontanée des eaux usées dans un système de gestion au sein duquel chaque acteur agit dans un marché au comptant, avec très peu de liens avec les autres acteurs (encadré 14.1).

Il faut identifier les utilisateurs d'une source d'eaux usées urbaine en relation avec leur utilisation prévue. Il convient aussi de définir les conditions d'approvisionnement en eaux usées, tels le lieu, les installations de stockage et l'assurance de la qualité. Cela mènerait, dans une approche axée sur la chaîne d'approvisionnement, vers un processus de négociation qui comprend la contribution aux coûts par les différentes parties concernées. Dans un tel système, la notion d'échange des eaux usées peut plus facilement convenir, ce qui entraîne une gestion plus intégrée des eaux.

Une approche intégrée crée aussi de nouvelles souplesses, puisque des problèmes précis peuvent potentiellement être résolus de différentes manières ou à différents endroits dans la chaîne, soit dans la conception technique ou dans le fonctionnement prévu du système (Huibers et van Lier, 2008). À sa base, le processus de conception nécessite l'adoption des points de vue des utilisateurs en aval afin d'être efficace. Le fait d'intégrer les points de vue des utilisateurs dans la gestion des eaux usées correspond à de nouvelles tendances en matière de prestation des services pour augmenter le pouvoir des bénéficiaires dans d'autres domaines. À titre d'exemple, des fiches de rendement des citoyens sont utilisées à Bangalore, en Inde, pour surveiller la qualité des services, alors qu'on utilise la budgétisation participative dans plusieurs villes comme moyen de gérer les investissements (Banque mondiale, 2004). De tels exemples fonctionnent uniquement lorsqu'il y a une volonté politique de les adopter.

De plus, l'approche inversée axée sur la chaîne de l'eau devrait s'accompagner de mécanismes appropriés de rétablissement des coûts. Par exemple, si les utilisateurs doivent déterminer, concevoir et travailler avec les autorités locales sur les bonnes manières d'exploiter les eaux usées, les autorités responsables (qu'il s'agisse des services publics ou du gouvernement local) doivent être habilitées par le gouvernement central à établir des moyens d'obtenir des revenus auprès de ceux qui utilisent les eaux usées et qui profitent de ces services. Sans cela, une conception centrée sur les utilisateurs a peu de chances d'être durable.

Encadré 14.1 UTILISATION PÉRIURBAINE DES EAUX USÉES POUR L'AGRICULTURE À HANOI

Hanoi est la capitale et la deuxième ville en importance du Vietnam avec une population de plus de trois millions de personnes. Un catalyseur important de ce processus d'urbanisation a été la réouverture du Vietnam à l'économie mondiale à la fin des années 1980. Cette réforme, qu'on appelle localement *doi moi*, a réduit le rôle de l'État et a ouvert l'économie vietnamienne aux investissements étrangers. Cependant, l'État continue de jouer un rôle clé au moyen d'une structure gouvernementale à quatre ordres (d'État, municipal, de district et communal). Chaque ordre possède son propre « comité populaire ». Les institutions des ordres inférieurs doivent soumettre leurs problèmes aux ordres supérieurs qui donnent ensuite leurs décisions vers le bas pour la mise en œuvre. Il s'agit d'un processus chronophage. Luan et Minh (2005) soulignent que ce système manque de coordination synchronisée entre, d'un côté, les organismes qui prennent les décisions (à savoir les services des ordres supérieurs) et, de l'autre côté, les organismes qui sont responsables de la mise en œuvre (les services des ordres inférieurs). Il existe également une séparation spatiale quant aux responsabilités de gouvernance des différents services, dans ce qu'on appelle respectivement les districts urbains et les districts périurbains de la municipalité de Hanoi. De plus, les responsabilités en ce qui concerne la chaîne de l'eau et la chaîne alimentaire sont réparties entre différents services (Evers, 2006).

La plupart des résidents urbains de Hanoi possèdent une toilette à chasse d'eau connectée au réseau d'assainissement où les eaux usées s'écoulent dans les cours d'eau de la ville et à proximité. Une minorité possède des fosses septiques desquelles les effluents (septiques) sont évacués dans des conduites d'égout et des canaux de drainage semi-ouverts. Il n'y a pas d'autre traitement des eaux usées. Par conséquent, Hanoi fait face à une grave pollution de ses étangs, de ses lacs et de ses rivières qui sont utilisés pour l'agriculture. En ce qui concerne la gestion des eaux usées, les responsabilités sont réparties entre différents services. Aucun service n'est entièrement responsable de la gestion des eaux usées urbaines (voir aussi Raschid-Sally et coll., 2004).

Bien que la réalité physique soit que l'agriculture et les eaux usées urbaines sont liées, la réalité institutionnelle est qu'elles sont strictement séparées. Les fonctionnaires en matière d'agriculture et d'irrigation reconnaissent l'existence d'une chaîne physique des eaux usées lorsqu'ils y sont confrontés. Toutefois, lorsqu'on leur demande directement si des eaux usées sont utilisées pour l'irrigation, la plupart d'entre eux répondent non. Cela est compréhensible puisque, selon eux, c'est la rivière qui est la source de l'eau d'irrigation. Ils ne réalisent généralement pas que l'eau de cette rivière se compose souvent en réalité d'eaux usées diluées, ou encore, que cela ne cadre pas avec leur responsabilité institutionnelle. Les fonctionnaires de Hanoi connaissaient à peine les politiques et responsabilités des autres services qui sont reconnus comme parties prenantes en matière de gestion des eaux usées et d'agriculture urbaines (Luan et Minh, 2005). Les agriculteurs pouvaient également difficilement nommer les autorités responsables de la chaîne des eaux usées urbaines.

■ 2. DÉCENTRALISATION DE LA PRESTATION DES SERVICES POUR LES EAUX USÉES

Une grande part de l'argument en faveur de la décentralisation dans la gestion des eaux usées provient du fait que :

- Les systèmes centralisés des villes en développement sont sujets à une mauvaise gestion et à des défaillances, menant à une panne éventuelle.
- Le transport et le traitement centralisés sont très dispendieux (ONU-Habitat, 2006; Banque mondiale, 2004).
- Il est très difficile d'offrir des infrastructures d'assainissement appropriées et une zone suffisamment desservie par les services administratifs aux régions périurbaines des villes en développement en raison de leur expansion rapide (ONU-Habitat, 2006).

Au-delà de ces arguments, une politique pour maximiser l'utilisation agricole des eaux usées favoriserait davantage les systèmes décentralisés. Alors que selon la conception conventionnelle d'une installation de traitement des eaux usées son emplacement repose sur sa position (topographique) par rapport aux producteurs d'eaux usées (généralement l'emplacement le plus bas possible est utilisé pour garantir un courant gravitationnel maximal), son emplacement optimal selon une perspective d'utilisation des effluents serait à un niveau plus élevé pour maximiser le périmètre irrigué en aval de l'installation de traitement. On s'attend ensuite à ce qu'une utilisation optimale de la zone qu'il est possible d'irriguer entraîne la décision d'établir des systèmes décentralisés. Cela permettrait aussi de choisir des lieux qui conviennent mieux au contrôle de la qualité des débits d'eaux usées et d'exclure les cours d'eau toxiques des égouts.

Les petits villages et les régions périurbaines sont souvent exclus des services centralisés en raison d'une moins grande rentabilité et de limites administratives et fiscales. Parallèlement, ils sont suffisamment « ruraux » pour convenir aux activités agricoles ou pour les soutenir. C'est là où la prestation de services décentralisés qui permettent de récupérer les ressources en eaux et en éléments nutritifs peut avoir le plus d'effet.

De nombreux efforts pilotes ont été déployés pour décentraliser les infrastructures physiques pour les eaux usées, souvent avec comme objectif d'augmenter la récupération des eaux (Bakir, 2001 ; Brooks, 2002 ; Choguill, 1999). Des systèmes collectifs de traitement biologique, le traitement des eaux usées domestiques, des marais artificiels et même de grands systèmes comme les étangs de stabilisation constituent des solutions prometteuses d'une faible technicité. C'est le cas à la fois pour une meilleure qualité de l'eau et, éventuellement, pour une réduction des risques sanitaires associés aux aliments. En termes relatifs, la conception et le fonctionnement de ces systèmes sont assez simples et ils présentent des avantages opérationnels, financiers et de gestion.

Au cours des années 1990, il y a eu une hausse rapide des adeptes de la décentralisation de la gestion et des responsabilités et pouvoirs opérationnels vers les autorités d'ordres inférieurs. La principale considération était d'accroître la réactivité de ces autorités et de « démocratiser » la gouvernance en augmentant la participation publique (Tannerfeldt et Ljung, 2006). Une politique de décentralisation bien planifiée et mise à exécution peut offrir un meilleur service à moindre coût, ainsi qu'améliorer la qualité de l'eau à long terme. On s'entend généralement pour dire que la décentralisation est une bonne pratique (par exemple Bahri, 1999 ; Coombes et Kuczera, 2003 ; Maher, 2003). L'Argentine et le Chili ont eu des succès mitigés en déléguant certaines activités et une part de la gestion à des associations d'utilisateurs et au secteur privé. Au Mexique, des systèmes d'irrigation gérés par des associations d'utilisateurs ont fait passer le recouvrement des coûts de 30 pour cent à 80 pour cent (Litvack et Seddon, 1999). Au Ghana, l'Agence pour l'approvisionnement en eau et l'assainissement des collectivités permet à celles-ci d'être propriétaires de leurs propres systèmes d'approvisionnement en eau et d'assainissement, et de les exploiter. Selon l'organisme responsable, 78 pour cent des groupes ciblés répondent que leurs services d'approvisionnement en eau se sont améliorés (Agodzo et Huibers, 2002), tandis que la plupart des installations décentralisées de traitement des eaux usées tombent en ruines. Il existe aussi d'autres exemples où la décentralisation des services ne s'est pas accompagnée d'un renforcement des capacités approprié, d'une bonne budgétisation ou de réformes fiscales qui permettent l'établissement de tarifs et la collecte de recettes fiscales à l'échelle locale (Tannerfeldt et Ljung, 2006).

La confusion règne souvent quant à savoir qui est responsable et qui paie pour ces services (Banque mondiale, 2004). Dans certains cas, les autorités municipales se sont vues déléguer les responsabilités sans la capacité de gérer ou la compétence légale de produire des revenus. Cela s'est souvent traduit par une rupture de confiance entre les autorités locales et leurs électeurs, ainsi que par un manque de reddition de comptes. Une façon d'atténuer ce problème est d'augmenter la participation des citoyens à la prise de décisions dans le contexte de la décentralisation (Pahl-Wostl, 2005). Par exemple, la budgétisation participative, qui est pratiquée dans un nombre grandissant de villes, permet certaines prises de décisions de la part des citoyens en ce qui concerne la prestation des services. Il y a d'autres solutions pour une meilleure coordination des politiques entre différents ordres de gouvernement à l'échelle nationale, étatique et locale.

■ 3. COHÉRENCE ET COORDINATION DES POLITIQUES POUR RELIER LES SECTEURS, LES ATTRIBUTS ET LES COÛTS

En raison de ces vastes défis, une étape nécessaire pour qu'une gestion des eaux usées centrée sur les utilisateurs soit efficace est de fournir un appui légal approprié pour que les gouvernements locaux puissent gérer les services comme

l'approvisionnement en eaux usées. Cela remplacerait l'élément moteur de la politique actuelle (fondée sur les peurs liées à la santé) par une approche plus rationnelle qui minimise les risques, tout en augmentant les avantages pour les utilisateurs d'eaux usées. En négociant les conditions de l'utilisation des eaux usées, il est possible de changer la manière dont le financement et les coûts d'un projet sont alloués.

Des budgets séparés qui allouent le financement pour des projets précis constituent un outil important plutôt que d'essayer de financer de nombreuses activités au moyen de fonds communs (cette dernière option étant ouverte à la manipulation politique et à des dépenses *ad hoc*). Un tel arrangement permettrait aux services publics de percevoir des droits auprès de différents pollueurs et utilisateurs finaux avec comme objectif précis de couvrir les frais pour les services offerts. Le principe de « pollueur payeur » est largement accepté dans la plupart des pays de l'OCDE, par exemple à Bruxelles, où 30 pour cent des coûts des services sont payés au moyen des redevances sur la pollution associée aux déchets (OCDE, 1998). Le Mexique facture des permis d'évacuation des eaux usées qui sont efficaces pour obtenir des revenus qui couvrent les coûts des services (Bruns et coll., 2005). D'autres mécanismes, comme le tarif à tranches qui est largement utilisé, favorisent le financement progressif lorsqu'il y a différents mécanismes de recouvrement des coûts pour les ménages à revenu élevé qui produisent de grandes quantités d'eaux usées par rapport aux ménages à faible revenu, ou encore pour les industries à grande échelle par rapport aux activités commerciales de moindre envergure. En Tunisie, des eaux récupérées sont présentement utilisées sur 8 000 ha pour irriguer des vignes, des agrumes et d'autres arbres fruitiers (olives, pêches, poires, pommes et grenades), des cultures fourragères (luzerne, sorgho et bersim) ainsi que des céréales. Les règlements permettent l'utilisation d'effluents ayant subi un traitement secondaire pour des cultures précises, et les services régionaux d'agriculture supervisent l'ordonnance de réutilisation des eaux et le recouvrement des frais. Les agriculteurs paient environ 0,01 \$ par m³ pour l'irrigation à l'aide d'eaux récupérées. À Drarga, au Maroc, un programme de participation publique a mené à l'établissement d'un partenariat institutionnel entre les parties prenantes locales de la gestion des eaux, les utilisateurs urbains des eaux et le groupe des agriculteurs utilisateurs des eaux (USEPA/USAID, 2004). En vue d'accroître la durabilité des nouvelles installations, des frais supplémentaires pour l'approvisionnement en eau domestique ont été imposés et d'autres mécanismes de recouvrement des coûts ont été à l'étude.

Un autre défi de la gestion des eaux usées centrée sur les utilisateurs est qu'en raison de la nature sensible de la problématique et du fait qu'il s'agit d'un produit public, la planification et les droits sont le plus souvent prescrits par la loi au niveau national, alors que les municipalités et les services publics doivent exploiter des services d'infrastructure et entreprendre une planification locale. Il doit y avoir deux prérequis en matière de gouvernance si on veut mettre en œuvre de manière efficace les directives de 2006 de l'OMS. Premièrement, il faut

assurer une coordination verticale entre les ordres de gouvernement et horizontale parmi les secteurs. Deuxièmement, il convient d'associer la qualité de l'eau à la qualité des aliments.

De nombreux gouvernements nationaux ont créé une multitude d'institutions ayant divers rôles et responsabilités en matière d'eau et elles souffrent souvent d'une coordination inefficace (ONU-Habitat, 2006). À l'échelle nationale, les ministères responsables de l'eau, de l'agriculture, de l'environnement, des ressources naturelles, du développement urbain et de la santé ont généralement une certaine responsabilité face à l'eau. Les organismes nationaux (avec différents niveaux de séparation du gouvernement) sont parfois responsables de coordonner la législation, la planification et la gestion de la ressource. Pour compliquer encore davantage la situation, l'administration des services de base est souvent répartie entre trois ordres de gouvernement : national, d'État (ou provincial) et local (ou municipal). Un organisme de réglementation indépendant est souvent chargé d'assurer l'établissement approprié des prix et la conformité avec les normes environnementales. Cette chaîne complexe d'acteurs peut bien fonctionner lorsqu'elle est bien financée et qu'elle offre un accès à l'expertise nécessaire. Cependant, en pratique, ces conditions sont rarement idéales. Dans de tels cas, une solution immédiate serait d'établir un organisme de coordination parmi les institutions responsables qui servirait de lien entre les ordres et les secteurs (agriculture, santé publique, eaux et assainissement urbains, environnement, économie, etc.).

Historiquement, les secteurs de l'agriculture et de l'assainissement ont toujours été séparés. Cela révèle la dichotomie entre les pratiques et les domaines de gestion urbains (l'évacuation des eaux usées) et ruraux (l'agriculture). Dans le cadre de ce nouveau paradigme, la gouvernance pour l'eau potable et l'assainissement doit mieux se coordonner avec la gouvernance pour l'agriculture. Il est impératif de comprendre quelles mesures incitatives sont requises pour que ce partenariat fonctionne. Par exemple, le lien urbain-rural peut aussi s'illustrer parfaitement dans les échanges d'eaux usées, où les eaux soustraites de l'agriculture pour l'utilisation urbaine sont retournées à l'agriculture sous forme d'eaux usées (Scott et coll., 2007). Un tel système nécessite un cadre juridique et de gestion qui faciliterait la négociation entre les différents groupes d'utilisateurs.

Les approches intégrées sont parfois défavorisées parce que la responsabilité réglementaire pour la gestion de l'eau peut être contradictoire, ou parce qu'elle est répartie entre différents organismes. Ces organismes travaillent même parfois à contre-courant les uns des autres. Avec l'approche à barrières multiples préconisée par l'OMS (2006) pour l'utilisation des eaux usées en agriculture, il y a aussi la nécessité d'établir un pont entre la qualité de l'eau et la qualité des aliments. Ainsi, deux différents ensembles d'institutions interviennent. La qualité de l'eau peut être la prérogative de l'autorité en matière d'environnement ou d'eau, ou encore parfois d'irrigation. La qualité des aliments est la responsabilité

des autorités en matière de santé publique, qui ne rendent pas nécessairement compte au ministère de la Santé, mais plutôt aux autorités locales s'il y a eu attribution de pouvoirs.

À l'échelle nationale, il faut que les ministères et les organismes responsables de l'agriculture, du développement urbain, de l'eau, de la santé et de l'environnement acceptent que la gestion des eaux usées et de la pollution nécessite une approche intersectorielle. Toutefois, il est aussi essentiel d'établir une cohésion verticale entre les ordres de gouvernance nationaux, régionaux et municipaux.

■ 4. PARTICIPATION DES INTERVENANTS

Les conditions préexistantes pour un changement de paradigme sont qu'un groupe vaste et diffus d'intervenants existe, et qu'aucune organisation simple ni personne seule n'a la capacité de mettre en œuvre et promouvoir à l'échelle supérieure la « technologie » nécessaire pour une utilisation durable des eaux usées. Les intervenants diffèrent, selon que l'utilisation des eaux usées est spontanée ou planifiée, mais ils incluent généralement : les utilisateurs d'eau, les agriculteurs, les consommateurs (d'aliments cultivés avec des eaux usées), les autorités nationales et locales (responsables de l'agriculture, l'irrigation, l'assainissement, la santé publique et l'environnement), les autorités de planification à l'échelle locale, où la technologie sera mise en place, et divers autres acteurs qui ont un intérêt, selon le contexte d'adoption.

Le fait qu'on reconnaisse de plus en plus la nécessité d'avoir une meilleure participation des intervenants exige des fournisseurs de services d'eau (les fournisseurs d'eau, les organismes pour les eaux usées, les organismes pour l'irrigation) qu'ils tiennent compte d'une planification participative. Il faut que l'attention ne porte plus sur l'acceptation publique d'options technologiques prédéterminées, mais plutôt sur des moyens d'institutionnaliser avec succès une telle participation publique. Les institutions participatives favorisent la création de valeurs communes parmi différents groupes d'intervenants, tout en menant à des solutions innovatrices pour traiter de la gestion des eaux (voir le chapitre 18).

Les exemples d'efforts déployés pour combler l'écart entre les citoyens et ceux qui établissent les politiques en matière de responsabilité abondent et il convient de souligner certaines réussites. À Porto Alegre, au Brésil, des budgets participatifs ont permis aux citoyens d'influencer directement les dépenses sur les services (Banque mondiale, 2004). Une telle influence directe sur la manière dont on dépense l'argent augmente la reddition de comptes et permet d'établir la confiance entre les gouvernements locaux et leurs citoyens. Au Ghana, une nouvelle initiative de la Banque mondiale favorise la participation d'organisations-cadres de la société civile dans la surveillance de projets d'approvisionnement en eau et d'assainissement. Plus particulièrement, la Coalition nationale des ONG pour la gestion des déchets (NACONWAM) assurera la surveillance du

Deuxième projet urbain d'assainissement environnemental. De plus, la Coalition des ONG en matière d'eau et d'assainissement (CONIWAS) veillera à la mise en œuvre du Projet urbain de l'eau. Il s'agit d'une étape majeure dans l'institutionnalisation de la participation.

■ 5. DISCUSSION

Surmonter les défis associés à la gouvernance, qui ont jusqu'ici entravé la dévolution efficace de la gestion des eaux usées, n'est pas chose facile. Cela requiert une volonté politique de la part des représentants élus et la reconnaissance de la valeur inhérente des eaux usées comme ressource. Cela exige en outre qu'on porte une grande attention à la responsabilité et qu'on s'assure que les utilisateurs d'eaux usées soient représentés dans les phases de planification et d'élaboration des solutions. L'intégration des utilisateurs dans la conception et la gestion de la collecte, du traitement et de l'utilisation des eaux usées est le moyen le plus efficace de rehausser la responsabilité des concepteurs et des planificateurs. De plus, grâce à la participation des utilisateurs directs, les planificateurs et les ingénieurs auraient les renseignements nécessaires pour mettre au point des systèmes qui sont beaucoup plus adaptés que ceux qui existent actuellement.

Une bonne gouvernance des eaux usées exige la participation des intervenants de tous les niveaux de la chaîne des eaux usées, bien qu'en pratique, cela s'avère difficile. Les municipalités sont souvent responsables de la prestation des services de base et jouent un rôle opérationnel, tandis que l'eau et l'agriculture relèvent souvent de la juridiction de l'État et de divers ministères. De façon constante, c'est le ministère de la Santé qui se fait le plus prier pour accepter des normes « progressistes », percevant tout allègement aux directives internationales comme non conforme aux normes. Cela explique aussi en partie la réticence des gouvernements nationaux à déléguer les pouvoirs nécessaires aux ordres inférieurs. En raison de ces obstacles institutionnels et de la liste d'investissements infructueux dans l'assainissement conventionnel, l'OMS (2006) a suggéré des objectifs d'ordre sanitaire, tout en donnant aux pays la flexibilité de les atteindre selon leurs possibilités et contraintes au moyen d'une approche par étapes (voir le chapitre 2). Cela permet aux gouvernements centraux d'établir des objectifs intermédiaires clairs pour mettre en œuvre des solutions locales.

L'avantage d'utiliser l'approche unifiée qui combine la chaîne de l'eau et la chaîne alimentaire pour gérer les risques est par conséquent conforme à la révision de 2006 des directives de l'OMS, qui permet des améliorations progressives dans la gestion de l'assainissement et des risques en l'absence d'un traitement complet. Le modèle des systèmes décentralisés, qui comporte ses propres défis, particulièrement en ce qui concerne la promesse de démocratiser la prestation des services, s'avère quoi qu'il en soit une solution utile dans des conditions de plus en plus variées. Gérer les risques sanitaires associés à l'utilisation des eaux usées devrait être au centre du nouveau paradigme.

■ CONCLUSIONS

Le transfert de risques purement hydriques du système d'évacuation des eaux usées à la chaîne alimentaire par le biais de l'utilisation d'eaux usées en agriculture exige un changement de paradigme dans la manière dont nous abordons le risque. En outre, cela nécessite qu'on procède à un réexamen fondamental pour déterminer quels mécanismes de gouvernance viables peuvent servir à améliorer les approches pour l'évaluation et la gestion des risques.

L'approche combinée de la chaîne de l'eau et de la chaîne alimentaire que nous préconisons doit s'accompagner d'une décentralisation efficace du contrôle financier et opérationnel, ainsi que de la planification et de la gestion techniques. Il faut une réforme de la gouvernance locale, une aide qui prévoit des directives claires quant aux dépenses et une réforme budgétaire qui nécessite une participation accrue des intervenants. Les municipalités pourraient ainsi être perçues comme des facilitateurs et non seulement comme responsables de la mise en œuvre.

Une autre conséquence est le lien urbain-rural étroit qu'une telle utilisation établit. On peut l'aborder en mettant en application des théories de gestion de la chaîne d'approvisionnement, qui tentent d'optimiser la gestion d'une chaîne de production en coordonnant les actions des acteurs indépendants en un ensemble unifié. Il est logique qu'une cohérence des politiques, parmi les différents secteurs et ordres de gouvernement, soit une exigence centrale pour une meilleure gestion des eaux usées.

Les planificateurs peuvent utiliser l'approche inversée axée sur la chaîne de l'eau pour identifier les utilisations prévues des eaux usées, suivie d'une meilleure compréhension des besoins, des possibilités et des contraintes auxquelles ils font face, et menant à une meilleure participation des utilisateurs dans une gestion améliorée des eaux usées. Reconnaître les utilisateurs et le rôle qu'ils peuvent jouer dans la surveillance d'une prestation de services et d'une responsabilité financière efficaces pave la voie à des cadres institutionnels souples et durables.

■ RÉFÉRENCES

- Agodzo, S. et F. P. Huibers (2002). « Some estimates of wastewater irrigation potential in urban Ghana », document non publié présenté à la rencontre des spécialistes de l'utilisation des eaux usées en agriculture, Hyderabad, novembre 2002.
- Bahri, A. (1999). « Agricultural reuse of wastewater and global water management », *Water Science and Technology*, vol. 40, n^{os} 4-5, p. 339-346.
- Bakir, H. A. (2001). « Sustainable wastewater management for small communities in the Middle East and North Africa », *Journal of Environmental Management*, vol. 61, n^o 4, p. 319-328.
- Banque mondiale (2004). *World Development Report 2004: Making Services Work for Poor People*, Washington, Banque mondiale.
- Brooks, D. B. (2002). *Water: Local-Level Management*, Ottawa, Les Éditions du CRDI.

- Bruns, B., R. C. Ringler et R. S. Meinzen-Dick (2005). *Water Rights Reform*, Washington, Institut international de recherche sur les politiques alimentaires.
- Choguill, C. (1999). « Community infrastructure for low-income cities: The potential for progressive improvement », *Habitat International*, vol. 23, n° 2, p. 289-301.
- Coombes, P. J. et G. Kuczera (2003). « Integrated urban water cycle management: Moving towards systems understanding », deuxième conférence nationale sur le design urbain pour la gestion de l'eau en zone sensible, Brisbane, 2-4 septembre 2002.
- Davis, M. (2006). *Planet of Slums*, Londres, Verso Books, 228 p.
- Evers, J. G. (2006). *Everybody's Business is Nobody's Business: A Study on the Use of Wastewater in (peri-)Urban Irrigated Agriculture in Hanoi, Vietnam*, mémoire de maîtrise en sciences non publié, groupe génie de l'irrigation et de l'eau, groupe de la politique environnementale, Wageningen, Université Wageningen.
- Evers, J. G., F. P. Huibers et B. J. M. van Vliet (2008). « Institutional aspects of integrating irrigation into urban wastewater management: The case of Hanoi », *Irrigation and Drainage*, 29 décembre 2008, publié en ligne, doi: 10.1002/ird.466.
- Huibers, F. P. et L. Raschid-Sally (2005). « Design in domestic wastewater irrigation », *Irrigation and Drainage*, vol. 54, n° S1, p. S113-S118.
- Huibers F. P. et J. B. van Lier (2005). « Use of wastewater in agriculture: The water chain approach », *Irrigation and Drainage*, vol. 54, n° S1, p. S3-S10.
- Huibers F. P. et J. B. van Lier (2008). « Design of irrigation systems for the use of treated domestic wastewater », *Proceedings International Commission on Irrigation and Drainage, 20th Congress on Irrigation and Drainage, Participatory Integrated Water Resources Management: From Concepts to Actions, Lahore, 13-18 octobre 2008*, Wageningen, Université Wageningen, p. 112-114.
- Keremane, G. B. et J. McKay (2007). « Successful wastewater reuse scheme and sustainable development: A case study in Adelaide », *Water and Environment Journal*, vol. 21, p. 83-91.
- Litvack, J. et J. Seddon (1999). *Decentralization Briefing Notes*, World Bank Institute (WBI) Working Papers, Washington, Banque mondiale.
- Luan, T. D. et N. H. Minh (2005). « Institutional aspects of agriculture management in Hanoi peri-urban area », SEARUSYN, 5^e programme-cadre de l'EU, projet de recherche financé par INCO2.
- Maher, M. (2003). « Sustainable water cycle design for urban areas », *Water Science and Technology*, vol. 47, n°s 7-8, p. 25-31.
- Mentzer, J. T. et coll. (2001). « Defining supplychain management », *Journal of Business Logistics*, vol. 22, n° 2, p. 18.
- Nancarrow, B. E. et coll. (2008). « What drives communities' decisions and behaviours in the reuse of wastewater », *Water Science and Technology*, vol. 57, n° 4, p. 485-492.
- OCDE (1998). *Environmental Performance Reviews*, Paris, Les Éditions de l'OCDE.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*, vol. 1-4, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- ONU-Habitat (2006). *Meeting Development Goals in Small Urban Centres: Water and Sanitation in the World's Cities, 2006*, Nairobi, Programme des Nations Unies pour les établissements humains.
- Pahl-Wostl, C. (2005). « Information, public empowerment, and the management of urban watersheds », *Environment Modelling and Software*, vol. 20, p. 457-467.
- Peterson, H. C., A. Wysocki et S. B. Harsh (2001). « Strategic choice along the vertical coordination continuum », *International Food and Agribusiness Management Review*, vol. 4, p. 149-166.

- Raschid-Sally, L., D.T. Doan et S. Abayawardana (2004). « National assessments on wastewater use in agriculture and an emerging typology: The Vietnam case study », dans C. A. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture. Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing, 206 p.
- Raschid-Sally, L. et P. Jayakody (2008). « Drivers and characteristics of wastewater agriculture in developing countries: Results from a global assessment, Colombo, Sri Lanka », *IWMI Research Report 127*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau.
- Scott, C. A., N. I. Faruqui et L. Raschid-Sally (dir.) (2004). *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing.
- Scott, C. A., F. Flores-López et J. R. Gastélum (2007). « Appropriation of Río San Juan water by Monterrey city, Mexico: Implications for agriculture and basin water sharing », dans « Transfer of water from irrigation to urban uses: Lessons from case studies », édition spéciale, *Paddy and Water Environment*, vol. 5, n° 4, p. 253-262.
- Serageldin, I. (1994). *Water Supply, Sanitation and Environmental Sustainability: The Financing Challenge*, Washington, Banque mondiale.
- Stenekes, N. et coll. (2006). « Risk and governance in water recycling public acceptance revisited », *Science, Technology and Human Values*, vol. 31, n° 2, p. 107-134.
- Tannerfeldt, G. et P. Ljung (2006). *More Urban, Less Poor*, Londres, Earthscan.
- Tsagarakis, K. P. et N. Georgantzis (2003). « The role of information on farmers' willingness to use recycled water for irrigation », *Water Science and Technology: Water Supply*, vol. 3, n° 4, p. 105-113.
- Ujang, Z. et M. Henze (dir.) (2006). *Municipal Wastewater Management in Developing Countries. Principles and Engineering*, Londres, IWA Publishing, 352 p.
- USEPA/USAID (2004). *Guideline for Water Reuse*, Washington, US Environmental Protection Agency et US Agency for International Development.

Page Laissée Vide Intentionnellement

Création d'infrastructures d'assainissement axées sur la réutilisation

L'approche de la planification de la conception pour les services

Ashley Murray et Chris Buckley

Dans toute entreprise humaine, les décideurs et les professionnels sont habitués, en raison de leur formation et de leur expérience, à des ensembles familiers de paramètres. Et bien qu'ils soient conscients des lacunes associées à ces paramètres, ils trouvent difficile de sortir de ce cadre. En principe, une réflexion nouvelle et radicale est toujours souhaitée, mais elle survient rarement. Lorsqu'elle apparaît, elle fait souvent face à une résistance de la part de ceux qui la cherchaient, tout simplement parce qu'elle ne correspond pas à ces paramètres et qu'elle « sort du cadre » des hypothèses, expériences et capacités préétablies. (SANDEC, 2000, p. 2)

■ RÉSUMÉ

La réutilisation ou l'utilisation des eaux usées, des boues de vidange et de leurs ressources intégrées est largement reconnue dans le domaine de l'assainissement comme un élément clé de l'assainissement global. La réutilisation, pour l'agriculture et d'autres applications, est généralement considérée comme un moyen d'atténuer la pénurie d'eau ou de réduire la pollution de l'eau. Nous pensons qu'un assainissement axé sur la réutilisation peut aussi servir à améliorer l'efficacité à long terme d'un modèle de traitement, en offrant des mesures incitatives tangibles et quantifiables pour un bon fonctionnement et une maintenance qui dépassent celles associées à la gestion d'une installation d'évacuation. Les normes

qu'il faut respecter pour la réutilisation agricole sont différentes de celles requises pour l'évacuation dans le milieu aquatique. Cette différence exige un changement dans la philosophie de conception et peut entraîner une économie des coûts dans le type de processus de traitement, la demande en énergie et les compétences nécessaires pour l'exploitation. Ainsi, plutôt qu'un système plus complexe, le traitement des eaux usées, conçu pour la réutilisation agricole, peut mener à une installation plus appropriée pour les pays en développement qui s'efforcent d'améliorer l'accès à un meilleur assainissement.

Pour faciliter la conception de systèmes propres aux sites et axés sur la réutilisation dès le début du processus de planification, ce chapitre présente un outil de planification à cinq étapes, à savoir la conception pour les services (CPS). La CPS définit les eaux usées comme une ressource et les choix associés à sa réutilisation influencent la conception des infrastructures, y compris la sélection du site et de la technologie, ainsi que l'importance de l'installation. Nous mettons en évidence des modèles de réutilisation à différentes étapes de mise en œuvre en Afrique du Sud, pour donner un exemple des difficultés rencontrées en l'absence de cadres de planification accessibles. Afin de démontrer comment la CPS peut être utilisée pour la réhabilitation des systèmes qui sont tombés en ruine et pour la conception de nouveaux systèmes d'assainissement axés sur la réutilisation, nous décrivons des projets en cours au Ghana et en Chine, respectivement.

■ INTRODUCTION

L'utilisation productive des eaux usées, des boues de vidange et de leurs ressources intégrées est de plus en plus considérée comme partie intégrante d'un assainissement global, dont les objectifs premiers sont de protéger la santé du public et l'environnement (IWA Sanitation 21 Task Force, 2007 ; Projet du Millénaire de l'ONU, 2005). Dans de nombreuses régions du monde, la réutilisation est entraînée par la rareté, là où une pénurie d'eau et d'espace pour les décharges incite à recourir à des options d'utilisation finale sans évacuation. Dans d'autres cas, la réutilisation ou la prise de ressources intégrées est pratiquée davantage pour des raisons environnementales. Par exemple, les boues peuvent être épandues sur des terres agricoles pour remplacer ou compléter l'utilisation d'engrais chimiques. Ou encore, la digestion anaérobie et la capture de biogaz peuvent servir à réduire la demande de sources d'énergie non renouvelables dans les stations de traitement. Bien que ces catalyseurs de la réutilisation soient non seulement rationnels, mais également valables, à notre avis, la réutilisation devrait être perçue non pas seulement comme une option qui suit de très près le traitement des eaux usées, mais comme un moyen d'atteindre les objectifs premiers de l'assainissement global.

Les approches conventionnelles pour l'assainissement et l'évacuation des déchets conçoivent les eaux usées et les boues de vidange comme des problèmes environnementaux et de santé publique. Ainsi, les solutions de gestion comportent des moyens dispendieux de les préparer à une évacuation non productive – une fatalité, peu importe le traitement qu'elles reçoivent, le cas échéant. Il n'est pas étonnant que les gouvernements qui sont limités en matière de ressources classent rarement l'assainissement en haut de la liste de leur programme (Stockholm International Water Institute et coll., 2008). Cependant, comme l'ont si bien énoncé Jiménez et coll. dans le chapitre 8, les conséquences d'un assainissement inadéquat sont très graves. Face à la lourde tâche d'améliorer l'accès global à un meilleur assainissement, tout particulièrement compte tenu de l'héritage et des échecs continus des modèles d'évacuation des eaux usées, la réutilisation a le potentiel de stimuler des solutions d'assainissement solides qui protègent de manière fiable la santé publique et l'environnement.

Une approche axée sur la réutilisation change en effet l'objectif de l'assainissement, le faisant passer d'une seule évacuation sécuritaire des déchets à une maximisation de l'étendue sur laquelle des ressources intégrées sont captées puis allouées de façon sécuritaire. Reconnaître les eaux usées et les boues de vidange comme des ressources constitue la première étape d'un assainissement axé sur la réutilisation. Par contre, la mise en œuvre de cette philosophie demeure un défi, puisque la plupart des ingénieurs et des planificateurs ont été formés en vue d'une « conception pour l'évacuation ». Autrement dit, ils sont formés pour concevoir des modèles qui transportent les eaux usées vers une installation de traitement centralisée, qui est souvent située très loin des établissements humains si la disponibilité des terres le permet, où elles subissent une purification mécanique, biologique et parfois chimique avant d'être déversées vers la mer ou dans l'eau de surface. Dans la mesure où la réutilisation est intégrée à un schéma de traitement, elle est souvent une considération secondaire dans le processus de planification. Bien qu'il existe des exemples de réutilisations planifiées partout dans le monde, la conception pour la réutilisation dès le début d'un processus de planification de gestion des déchets est souvent perçue comme un fardeau et une complication inutile d'un point de vue technique et institutionnel (Bahri, 1999; Jenkins et Sugden, 2006; Lazarova et coll., 2001). Lorsque les projets de réutilisation échouent, c'est souvent parce qu'ils ont été pensés sans prendre dûment en considération les institutions locales, la demande du marché et les chaînes d'approvisionnement nécessaires pour qu'ils prospèrent. Planifier dès le départ pour la réutilisation peut rendre le système plus durable.

Un autre inconvénient des modèles conventionnels d'évacuation des eaux usées est qu'ils représentent un fardeau énorme en matière de finances et de compétences, ce qui explique l'absence ou l'échec d'un assainissement adéquat dans de nombreuses villes en développement (Projet du Millénaire de l'ONU, 2005). De plus, des technologies répandues comme les boues activées ont

d'importantes externalités environnementales associées à l'énergie utilisée pour traiter les eaux usées et aux solides produits, qui doivent ensuite être traités et évacués. D'autre part, lors de la conception d'un projet de traitement pour la réutilisation en agriculture, il devient souhaitable de conserver les éléments nutritifs intégrés dans l'eau, un facteur qui peut réduire considérablement les coûts d'investissement et opérationnels d'un système de traitement par rapport à ceux qui nécessitent un rejet direct dans le milieu aquatique.

Dans ce chapitre, notre position est que les modèles de traitement conçus pour la réutilisation sont plus durables sur le plan environnemental et économique, en raison de la récupération des ressources. Les systèmes de gestion des eaux usées axés sur la réutilisation sont capables de procurer des avantages sanitaires publics et environnementaux associés à un assainissement adéquat, tout en contribuant de manière productive à l'économie et aux moyens de subsistance locaux. À cette fin, ce chapitre s'efforce d'offrir au lecteur (à savoir l'ingénieur, le planificateur ou l'intervenant local) un moyen systématique pour mettre en œuvre des modèles d'assainissement utilisant les ressources intégrées des eaux usées de façon optimisée pour s'adapter au contexte local.

La conception pour les services est une approche de planification à cinq étapes pour réhabiliter ou concevoir de nouveaux modèles de réutilisation. Elle vise à faciliter un changement de paradigme : de la conception pour l'évacuation à la conception pour la réutilisation. Nous utilisons des études de cas de l'Afrique du Sud pour montrer les types de complications auxquelles font face les projets qui incorporent rétroactivement la réutilisation, ainsi que pour faire valoir à quel point ces difficultés sont exacerbées par le manque d'outils de planification pour la conception d'un assainissement axée sur la réutilisation. Nous soutenons que la CPS peut favoriser une prise de décisions cohérente et mûrement réfléchie. Nous démontrons en outre à travers les cas du Ghana et de la Chine comment on peut mettre l'outil en application dans le cadre de la réhabilitation des stations de traitement des eaux usées (STEP) existantes et dans la conception de nouvelles installations.

■ 1. DÉFIS RENCONTRÉS DANS LA PLANIFICATION D'ASSAINISSEMENT AXÉE SUR LA RÉUTILISATION

Nous utilisons trois exemples d'initiatives pour mettre en œuvre des modèles d'assainissement axés sur la réutilisation dans la municipalité d'eThekweni, en Afrique du Sud, afin d'illustrer les défis associés à la conception pour une réutilisation rétroactive en l'absence d'approches systématiques de planification. Comme pour de nombreuses régions des pays en développement où la croissance démographique a dépassé les processus de planification délibérés, eThekweni se trouve face à une variété de systèmes d'assainissement à gérer. À n'en pas douter, la municipalité d'eThekweni a une approche très progressiste face à

l'assainissement, à la fois en ce qui concerne les technologies que les autorités ont mises en place (par exemple des toilettes avec dérivation de l'urine), et leur quête d'utilisations finales productives pour les boues de vidange produites localement. Ainsi, nous examinons des projets qui ont obtenu divers degrés de succès pour montrer que même lorsque les décideurs locaux sont motivés à mettre en œuvre un assainissement axé sur la réutilisation, les professionnels n'ont pas les outils de planification pour contribuer à la réussite de ces projets.

Le premier cas concerne la vidange de 60 000 latrines VIP et les efforts déployés pour identifier un moyen efficace d'évacuer ou d'utiliser les boues de vidange. Les fosses doivent être vidangées tous les cinq ans et les coûts pour ce faire peuvent être très élevés; un fardeau économique qui est soutenu par la municipalité (Bhagwan et coll., 2008; Gounden et coll., 2006). Une recherche-action caractérise au mieux l'approche de la municipalité pour une évacuation ou une utilisation adéquate. Dans des régions moins densément peuplées, les autorités ont choisi une politique d'enfouissement sur place du contenu des fosses. Cependant, dans les zones denses, il n'y a pas suffisamment de terres pour l'enfouissement et les boues doivent être déplacées hors des sites. Après avoir déterminé qu'une évacuation dans les réseaux d'égout (lorsque disponibles dans les environs) perturbait trop les installations de traitement des eaux usées, la municipalité a continué d'expérimenter plusieurs autres voies d'évacuation, y compris des essais utilisant des additifs chimiques ou bio-additifs pour accroître la dégradation du contenu des fosses, le mélangeant avec de la chaux et l'évacuant de manière restreinte dans une décharge domestique (Couderc et coll., 2008; Foxon et coll., 2009). La méthode la plus réaliste jusqu'à présent semble être de creuser des tranchées profondes et d'y planter des arbres. Des essais sont en cours pour évaluer le risque de pollution des eaux souterraines, la capacité de différents types d'arbres et de plantes à recueillir les éléments nutritifs des boues des VIP, les taux de croissance végétale et la mortalité massive des pathogènes (y compris celui des *Ascaris*). Le processus de vidange et d'évacuation du contenu des fosses a été conçu pour créer des emplois, en mettant sur pied des équipes provenant des collectivités desservies, et la plupart des coûts encourus par la municipalité pour vidanger les fosses sont recyclés au sein des collectivités concernées.

D'une part, il est encourageant que les autorités locales se sentent interpellées à trouver une solution de rechange valable à l'évacuation intempestive du contenu des VIP. D'autre part, une procédure de planification systématique pour concevoir des modèles de réutilisation adaptés localement permettrait d'améliorer la cohérence du processus de conception. Elle fournirait aussi un protocole pour inclure un ensemble élargi d'intervenants locaux au sein du processus. Actuellement, les décisions à propos de l'utilisation finale des boues de vidange à eThekweni sont prises indépendamment du programme de planification plus vaste de la région, et vice versa. Par exemple, il y a une initiative parallèle en cours dans toute la ville pour promouvoir les terrains boisés sur des terrains vagues en vue d'offrir des moyens de subsistance pour les populations locales. Certaines des utilisations prévues pour

les arbres comprennent la fabrication de papier, le carburant, l'introduction dans les produits médicaux et naturels, et les vergers. Idéalement, ces terrains boisés seraient co-conçus pour l'épandage des boues de vidange, et les utilisateurs finaux des boues de vidange participeraient à ces décisions comme principale partie prenante des terrains boisés. Cependant, il y a une absence de précédent pour une telle planification intégrée et on pourra explorer la possibilité d'épandre des boues de vidange à ces arbres seulement quand les terrains boisés auront été mis en place et qu'ils auront porté fruit sans les boues de vidange.

La deuxième étude de cas porte sur les eaux usées d'une zone d'égout à Mnini, un district de la municipalité d'eThekweni, qui ont été traitées dans un système de bassin avant d'être rejetées dans la rivière Ngane. Le niveau de traitement était insuffisant, ce qui a provoqué la dégradation de l'écologie naturelle, avec des répercussions négatives sur les utilisateurs de la rivière. En 2002, deux propositions ont été examinées, y compris une qui visait à utiliser la sortie des bassins pour l'irrigation. En janvier 2003, un système d'irrigation avait été conçu par un consultant et a été installé. Un total de 10 000 bananiers avaient été achetés et 75 pour cent avaient été plantés en 2005 sur 2 ha de terrain. Des plantations de manguiers sont prévues pour plus de 2 ha et deux parcelles (0,6 ha au total, mais pouvant atteindre 2 ha) ont été préparées pour des cultures légumières et commerciales. Malgré la viabilité technique de ce projet de réutilisation, le système n'a jamais été mis en service à cause d'obstacles institutionnels. Par exemple, le système d'irrigation avait été installé avant d'obtenir la permission de tous les acteurs et intervenants. Les initiateurs de ce projet de réutilisation n'ont pas obtenu la permission du chef traditionnel local pour utiliser les terres. Ils n'ont pas obtenu la permission des ménages locaux pour installer un système d'irrigation et utiliser les terres pour l'agriculture. Ils n'ont pas obtenu la permission du ministère de l'Agriculture pour labourer des terres vierges. Et ils n'ont pas obtenu les permis nécessaires auprès du ministère du Commerce et de l'Industrie ou du ministère des Affaires hydriques et de la Foresterie.

Quoique bien intentionnée, la procédure *ad hoc* et descendante pour concevoir et mettre en œuvre le modèle de réutilisation de Mnini est responsable de son échec. Le projet de Mnini est une autre preuve de la nécessité d'avoir une approche de planification systématique qui oriente les professionnels à travers un processus qui permet de poser les bonnes questions et de faire participer les intervenants appropriés, à la fois institutionnels et individuels, pour éviter les échecs. Tout en étant techniquement réalisable, un modèle de réutilisation doit être solide socialement, économiquement et institutionnellement, s'il doit être appuyé, sans compter s'il doit favoriser une exploitation et une maintenance appropriées du modèle d'assainissement en soi. La complexité et les délais ajoutés par ces dimensions supplémentaires au processus de planification suffisent à décourager la plupart des professionnels à concevoir pour la réutilisation, dès le début d'un projet d'assainissement. Notre troisième étude de cas est un exemple qui illustre parfaitement cette tendance.

En raison des coûts et des difficultés associés à l'entretien des VIP déjà décrits, la municipalité d'eThekweni a opté pour l'installation de toilettes à double voûte avec détournement d'urine (DU) dans les régions rurales où il y a au moins 250 m² de terrain vide disponible à l'usage exclusif de l'occupant. L'introduction de cette option d'assainissement auprès de ceux qui n'étaient auparavant pas desservis comprend l'offre d'une toilette gratuite, un approvisionnement en eau gratuit (9 kl par ménage par mois) et une sensibilisation au sujet de l'hygiène. Le chef de ménage est responsable de l'entretien du système (Gounden et coll., 2006). Présentement, la réutilisation des matières fécales solides et de l'urine n'est pas officiellement encouragée (Mnkeni et Austin, 2009). Les responsables pensaient que l'introduction du détournement de l'urine était assez différente de la pratique normale et qu'incorporer simultanément la réutilisation de l'urine et des matières solides s'éloignerait trop des objectifs visant à améliorer l'assainissement et à éviter la défécation à ciel ouvert. La municipalité considérait aussi que ce système d'assainissement serait plus durable que toutes les autres options (Flores et coll., 2009).

Un problème qui a émergé depuis que la diffusion a commencé est une stigmatisation sociale rattachée à l'utilisation des toilettes avec DU à l'interface d'une zone d'égout et d'une région desservie par des toilettes avec DU. Du point de vue des chefs de famille en milieu rural, leurs toilettes avec DU servent le même objectif que les toilettes à base d'eau raccordées au réseau d'égout : le confinement des déchets humains. Toutefois, les toilettes avec DU sont presque unilatéralement perçues par les utilisateurs comme étant moins modernes et d'un statut inférieur aux toilettes à l'eau. Il aurait peut-être été possible d'éviter cette réticence sociale à accepter les toilettes avec DU si la réutilisation profitable et productive avait été intégrée dès le départ au projet. Tentons un exercice de réflexion.

Qu'arriverait-il si plutôt que de distribuer des toilettes avec DU en évoquant l'assainissement, les efforts étaient autrement déployés pour créer de nouvelles possibilités de revenus pour les ménages ruraux ? Grâce à cette conceptualisation, un meilleur assainissement serait un des résultats du projet, mais pas l'objectif ultime, et les toilettes avec DU constitueraient un moyen pour les ménages d'exploiter de manière profitable la valeur des ressources des déchets humains. Présenter les toilettes avec DU comme un nouveau moyen amélioré d'assainissement place inévitablement la technologie en comparaison avec toutes les autres technologies d'assainissement à proximité, ce qui mène souvent aux perceptions négatives décrites ci-dessus. En revanche, si les incitations économiques ont été utilisées comme pièce maîtresse du projet (par exemple, on pourrait mettre en œuvre un modèle qui permet aux ménages de vendre le concentré d'urine pour la récupération du phosphate), les toilettes avec DU ne seraient peut-être pas perçues par les ménages comme inférieures, mais plutôt comme des systèmes complètement distincts avec divers objectifs. L'importance de mettre en valeur les avantages économiques et agricoles de l'assainissement axé sur la réutilisation à grande échelle a récemment attiré l'attention comme un élément clé pour

améliorer simultanément la salubrité des aliments et l'accès à un assainissement adéquat (Bonzi, 2008; Centre mondial de l'agroforesterie, 2008). Encore une fois, choisir une approche axée sur l'utilisation finale et sur le profit par rapport à ce qui constitue l'objectif officiel d'améliorer l'hygiène et l'assainissement nécessite un changement dans la mentalité et dans les stratégies de planification des professionnels. Le concept doit aussi être communiqué de manière efficace et convaincante aux utilisateurs finaux et aux intervenants institutionnels.

La municipalité d'eThekweni est un innovateur dans le domaine de l'assainissement durable. Sa recherche intensive de solutions est une réponse nécessaire aux problèmes de santé et d'environnement qui sont apparus dans un grand nombre de communautés non desservies. Cependant, à partir des cas énoncés ici, nous avons identifié trois enjeux clés qu'un outil de planification efficace pourrait et devrait régler pour faire la promotion d'une culture de l'assainissement axée sur la réutilisation dans d'autres régions du monde, et pour faciliter la mise en place de la réutilisation dans des régions où elle est déjà prévue. Un cadre de planification utile :

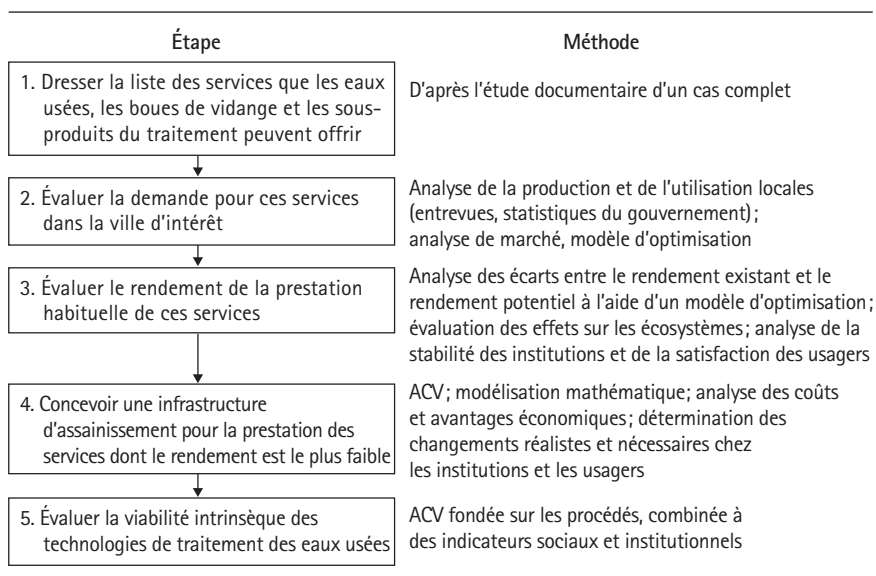
- favorisera un processus pour examiner et éliminer systématiquement une liste exhaustive d'options de réutilisation aussi rapidement et efficacement que possible, comme un effort concerté entre tous les organismes qui participeront au projet de réutilisation ;
- favorisera un processus de planification inclusif où les résultats sont adaptés aux utilisateurs finaux des déchets et des sous-produits du traitement, et acceptables pour tous les autres intervenants ;
- sera accessible aux professionnels et apaisera toutes les réticences à intégrer la réutilisation au début d'un projet d'assainissement.

■ 2. CADRE DE LA CPS

À la lumière des exemples de cas typiques que nous venons de présenter, nous introduisons la CPS pour faciliter une prise de décisions cohérente et délibérée qui favorise une culture de la conception optimisée des systèmes d'assainissement axés sur la réutilisation au niveau local. La CPS est un cadre de travail itératif (voir la figure 15.1) qui se compose des cinq étapes suivantes :

1. Dresser une liste de tous les «services» potentiels (par exemple l'irrigation, les engrais, la production d'énergie) que les eaux usées, les boues de vidange et les sous-produits du traitement peuvent offrir.
2. Évaluer la demande pour ces services dans la ville d'intérêt et ses alentours.
3. Évaluer le rendement de la prestation habituelle de ces services selon des indicateurs économiques, sociaux et environnementaux.
4. Concevoir une infrastructure d'assainissement pour la prestation de ces services où elle peut avoir le plus grand effet marginal.

Figure 15.1 SCHÉMA DU CADRE DE PLANIFICATION DE LA CONCEPTION POUR LES SERVICES (CPS) POUR LE TRAITEMENT DES EAUX USÉES ET DES MÉTHODES CORRESPONDANTES



5. Évaluer les caractéristiques intrinsèques à l'environnement et aux coûts associées aux options technologiques disponibles pour que les eaux usées, les boues de vidange et les sous-produits du traitement deviennent aptes à offrir le service choisi.

Les deux dernières étapes comprennent une analyse du cycle de vie (ACV) visant à quantifier les compromis possibles parmi les options de traitement.

Une caractéristique unique de la CPS est qu'elle prend racine dans la philosophie de conception axée sur les utilisateurs (Norman, 1990), où les eaux usées et les boues sont conceptualisées comme un produit et où l'attention portée sur les besoins et les limites de ses utilisateurs finaux influence la conception du modèle de manutention. Si la réutilisation vise à inciter et à motiver un assainissement solide, les modèles de manutention des eaux usées et des boues de vidange doivent répondre à la demande du marché local pour les ressources intégrées, tout en étant sensibles aux normes sociales qui régissent leur utilisation.

Les réutilisations projetées des eaux usées et de leurs ressources intégrées contribuent à la sélection de la technologie, du site et de l'échelle, de manière à ce que le modèle soit adapté aux besoins des utilisateurs finaux, tout en satisfaisant ceux des ménages et des autres intervenants. À cette fin, la CPS comporte

plusieurs des caractéristiques que le milieu de l'assainissement juge essentielles pour un outil de planification de l'assainissement utile : il est neutre sur le plan technologique, il favorise la participation de nombreux intervenants dans la ville (par exemple les ménages, les entrepreneurs, les représentants du gouvernement) et il est régi par la demande (IWA, 2008 ; IWA Sanitation 21 Task Force, 2007 ; SuSanA, 2008).

■ 3. MISE EN ŒUVRE DE LA CPS POUR LA RÉHABILITATION DES MODÈLES D'ASSAINISSEMENT : ÉTUDE DE CAS AU GHANA

Bien qu'il soit préférable de concevoir des installations de traitement au début du processus de planification, la CPS peut servir à la modernisation des installations existantes pour la réutilisation et la réhabilitation d'autres installations qui sont tombées en ruine. Un des inconvénients de la modernisation d'une installation existante est qu'il peut être plus difficile de trouver une utilisation productive pour tous les effluents ou les sous-produits du traitement, même avec le stockage, en raison de l'emplacement et de la dimension de l'installation. L'application de l'approche de la CPS permettra de révéler les possibilités de réutilisation qui tirent pleinement profit des déchets, et ce qui reste devra être bien traité pour se conformer aux exigences locales d'évacuation dans l'environnement.

Selon nous, le Ghana est un endroit où l'utilisation de la CPS pour réhabiliter les installations de traitement présente un potentiel considérable d'amélioration des perspectives d'assainissement du pays. En fait, le Ghana n'est pas unique ; les éléments qui caractérisent le secteur de l'assainissement sont semblables dans de nombreuses villes en développement, comme mentionné ci-dessus pour le cas en Afrique du Sud. Bon nombre des installations d'assainissement existantes au Ghana sont en mauvais état et seulement 10 pour cent d'environ 70 stations de traitement des eaux usées et des boues de vidange fonctionnent comme prévu (Murray et Drechsel, 2009). La plupart de ces échecs sont attribuables aux capacités institutionnelles et financières limitées, mais nous soutenons qu'un soutien insuffisant pour l'exploitation et l'entretien perdure en raison du manque d'avantages tangibles et faciles à quantifier associés au traitement.

Nous utilisons l'approche de CPS pour évaluer le potentiel du marché des eaux usées, des boues de vidange et des sous-produits du traitement, et pour concevoir des modèles d'assainissement qui favorisent l'établissement de liens avec le secteur privé et d'autres groupes de bénéficiaires. La demande du marché pour des effluents et des sous-produits, qui peuvent être exploités par un paiement ou des échanges en nature (voir l'encadré 15.1), devrait fournir des mesures incitatives pour une exploitation et un entretien solides des systèmes de traitement et de manutention des eaux usées qui dépassent de loin les mesures incitatives associées à la gestion d'une installation destinée strictement à l'évacuation.

Encadré 15.1 MISE EN ŒUVRE DE LA CPS POUR LA RÉHABILITATION DE LA STATION DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES EN PANNE À L'ÉCOLE SECONDAIRE PRESBYTÉRIENNE POUR GARÇONS D'ACCRA (GHANA)

Contexte : la station de traitement à l'école secondaire presbytérienne pour garçons (Presec) a été construite en 1976 et dessert une population d'environ 2 000 étudiants et membres du corps professoral qui vivent à l'école. Le débit tourne autour de 100 m³/jour.

Quels sont les services que peuvent offrir les eaux usées et les sous-produits du traitement ?

Les services qui ont une plus grande application pratique au Ghana comprennent :

- la production de biogaz comme combustible de cuisine ;
- les effluents pour l'irrigation urbaine (pour compenser les engrais commerciaux) ;
- l'épandage de boues traitées (par exemple digérées, séchées ou compostées) comme engrais et comme conditionneur de sol en agriculture urbaine ;
- l'utilisation de boues comme carburant de remplacement dans les processus industriels.

Quelle est la demande locale pour les services que peuvent offrir les eaux usées et les boues ?

Puisque l'installation de traitement existe déjà sur le terrain de l'école, la portée géographique de notre évaluation de la demande est nécessairement restreinte à la proximité immédiate de l'installation. À la suite d'une visite du site et à des conversations avec le directeur de l'école, nous estimons qu'il y a 8 ha de terres cultivées sur le terrain de l'école et près de la station de traitement. Pour calculer les besoins en irrigation de cette parcelle dans des conditions visant à maximiser les profits, nous avons élaboré un modèle d'optimisation quadratique utilisant des estimations de la demande en eau provenant du programme CROPWAT de la FAO, qui sont adaptées aux conditions locales du climat et des sols (Service des eaux - ressources, mise en valeur et aménagement, 1992). D'après les résultats du modèle, l'exigence annuelle en eau pour maximiser les profits s'élève à environ 31 000 m³.

Tout en évaluant les capacités d'irrigation des terres avoisinantes comme un indicateur de la demande, il est aussi essentiel d'évaluer la demande sociale et économique pour le service, puisque cela révélera jusqu'à quel point la conception de la station pour l'irrigation peut inciter une exploitation et un entretien efficaces de la station de traitement. En ce qui concerne le financement existant, la station est détenue et exploitée par Presec, et dessert strictement la population de l'école et aucun frais d'utilisation n'est recueilli. L'agriculteur qui cultive les terres est le directeur du service d'agriculture de Presec et il a exprimé un fort désir d'avoir accès à de l'eau pour l'irrigation, mentionnant qu'une pénurie nuit considérablement à ses rendements. Il a fait remarquer qu'il aurait plusieurs clients potentiels pour ses cultures excédentaires et a estimé que l'accès à l'irrigation contribuerait aussi aux efforts actuels déployés pour obtenir la participation des élèves dans l'agriculture. Les revenus découlant de la vente des cultures excédentaires pourraient être mis dans l'exploitation et l'entretien de la station de traitement.

Quel est le statut de l'irrigation sur cette parcelle ?

Bien que les terres soient présentement cultivées, elle est entièrement pluviale parce que l'agriculteur n'a pas accès à de l'eau pour l'irrigation. D'après notre modèle, la marge brute (c'est-à-dire excluant tous autres frais supplémentaires pour la main-d'œuvre ou d'autres intrants) pourrait augmenter jusqu'à 130 pour cent si la demande complète en eau d'irrigation a été atteinte.

Comment peut-on modifier la station d'épuration existante pour irriguer de façon optimale les terres agricoles avoisinantes ?

Puisque le débit des effluents suit un taux relativement stable tout au long de l'année et que les exigences en matière d'irrigation vont fluctuer, il faut construire des réservoirs de stockage. D'après les résultats de notre modèle d'optimisation, qui est élaboré pour simplifier l'utilisation par les planifications de l'assainissement, l'accumulation maximale d'effluents devrait être d'environ 16 000 m³ par année. Une analyse plus approfondie du débit quotidien des eaux usées et de ses fluctuations temporelles, de même qu'une discussion avec l'agriculteur en ce qui concerne les systèmes de cultures qu'il prévoit, serviront aussi à déterminer les besoins de stockage.

L'agencement et la taille du ou des réservoirs de stockage seront établis en fonction de la topographie et de la disponibilité des terres, des besoins des cultivateurs et des cultures qui seront irriguées pour respecter les normes de qualité de l'eau de l'OMS. Pour faciliter l'irrigation, il serait plus logique d'avoir plusieurs réservoirs reliés par de petits tuyaux de trop-plein disséminés sur l'ensemble des terres agricoles. Les cultures plantées autour du dernier réservoir de la série pourraient être celles qui nécessitent des normes plus élevées en matière de qualité des effluents (par exemple les cultures mangées crues) parce que l'eau aurait le plus long temps de rétention (et par conséquent la plus grande réduction de pathogènes), tandis que les cultures plantées autour des réservoirs au début de la série (c'est-à-dire qui ont une concentration élevée de pathogènes) pourraient être celles dont les normes sont les moins strictes (par exemple le blé et le maïs, qui ne sont pas mangés crus).

Quels sont les compromis parmi les différentes options technologiques pour rendre les effluents sécuritaires pour l'irrigation ?

Selon la conception de la station, les eaux usées de Presec devraient passer par un réservoir de décantation primaire et, ensuite, se répartir en deux trains en parallèle : chacun composé en un bassin d'aération et un bassin de décantation final. Le débit doit alors converger pour la chloration avant leur rejet dans un petit ruisseau et une canalisation souterraine. Les boues devraient être évacuées dans deux lits de séchage. Bien que des eaux usées se déplacent actuellement dans la station, elle a peu ou pas de capacités opérationnelles. Un des trains n'est pas utilisé et le bassin d'aération qui reste est devenu anaérobie depuis que les aérateurs ont été volés. L'eau ne subit pas de chloration et les boues doivent être enlevées manuellement des réservoirs. Pour notre analyse initiale, nous avons examiné uniquement les différentes technologies de traitement qui pouvaient s'intégrer au schéma des infrastructures actuelles.

Pour améliorer la durabilité économique et environnementale du système, il n'est pas indiqué de remettre en place le traitement aérobique en raison de son coût opérationnel élevé et de ses émissions de gaz à effet de serre indirectes. En règle générale, les bassins conçus pour être aérobiques sont trop petits pour être convertis en bassins anaérobies qui obtiennent la même performance de traitement. Il sera nécessaire de surveiller le débit quotidien et la qualité des eaux qui arrivent pour déterminer l'augmentation de la dimension des bassins pour l'exploitation efficace en anaérobiose, le cas échéant. La chloration n'est pas souhaitable pour les effluents utilisés en agriculture. Par contre, une élimination adéquate des pathogènes est essentielle. L'élimination des pathogènes sera atteinte en installant un bassin de maturation, des réservoirs d'exploitation aux champs ou un système à faible coût de désinfection par ultraviolets. Les compromis logistiques et économiques de ces options influenceront la décision finale.

■ 4. MISE EN ŒUVRE DE LA CPS POUR CONCEVOIR DE NOUVEAUX MODÈLES D'ASSAINISSEMENT : ÉTUDE DE CAS EN CHINE

Le plein potentiel de la CPS s'obtient mieux lorsqu'elle sert à orienter le processus de planification et de conception d'une nouvelle station de traitement. Des expériences acquises dans le cadre de nombreux projets de réutilisation montrent que les résultats sont considérablement supérieurs lorsque la collecte, le traitement et la réutilisation sont intégrés dans un seul processus de planification (Lazarova et coll., 2001). Lorsque la CPS est mise en œuvre dès le départ, l'emplacement et la dimension exacts de la station de traitement (c'est-à-dire la décision de construire une installation centralisée ou plusieurs installations plus petites) peuvent être optimisés selon les utilisations finales prévues des effluents et des sous-produits du traitement. Bien que la conception pour une réutilisation ajoute des variables à la conception conventionnelle pour l'approche de planification de l'évacuation, et que celles-ci risquent de nécessiter plus de temps et de ressources, la CPS vise à aider les intervenants à s'orienter dans les processus plus complexes de planification et de conception. Nous croyons que les avantages à long terme d'une conception axée sur la réutilisation compenseront largement les coûts initiaux. L'encadré 15.2 donne un exemple d'application de la CPS en Chine pour concevoir un modèle de traitement des eaux usées axé sur l'irrigation pour le district périurbain de Pixian. Les planificateurs et décideurs locaux pourraient utiliser de la même façon l'outil et les résultats pour adapter leurs modèles de traitement des eaux usées afin qu'ils conviennent aux priorités sociales, environnementales et économiques.

Encadré 15.2 MISE EN ŒUVRE DE LA CPS POUR CONCEVOIR UN MODÈLE DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES AXÉ SUR LA RÉUTILISATION POUR UNE RÉGION NON DESSERVIE DU DISTRICT PÉRIURBAIN DE PIXIAN, CHENGDU (CHINE)

Contexte : le district périurbain de Pixian, avec une population de près de 500 000 personnes, est situé dans la municipalité de Chengdu, dans la province du Sichuan, en Chine. Pixian est un endroit sensible sur le plan environnemental, car il est cerné par le noyau urbain de Chengdu dans le sud-est et par Dujiangyan au nord-est, qui est la source d'eau de la municipalité. Ainsi, 80 pour cent de l'eau de Chengdu passe par Pixian. Sur les quelque 25 000 m³ par jour d'eaux usées urbaines produites, environ 30 pour cent sont traitées et le reste est rejeté dans les eaux de surface. Élargir le traitement des eaux usées est une priorité locale, quoiqu'elle soit entravée par des ressources financières limitées.

Quels sont les services que peuvent offrir les eaux usées et les sous-produits du traitement à Chengdu et ses alentours ?

Les services qui ont une plus grande application pratique à Chengdu comprennent :

- la production de biogaz comme combustible de cuisine ou de conversion à l'électricité dans les centrales de plus grande envergure ;
- les effluents d'eaux usées pour l'irrigation périurbaine (et pour compenser les engrais commerciaux), le paysage urbain, la chasse d'eau des toilettes et le refroidissement industriel ;
- l'épandage des boues traitées (par exemple digérées, séchées ou compostées) comme engrais et conditionneur de sol en agriculture urbaine ;
- l'utilisation de boues comme combustible de substitution dans les processus industriels, particulièrement dans la fabrication du ciment, où des matériaux non combustibles sont incorporés dans les mâchefer.

Quelle est la demande locale pour les services que peuvent offrir les eaux usées et les boues ?

Les agglomérations urbaines connaissent une croissance rapide à Pixian. Malgré cela, 75 pour cent de la population est toujours rurale et plus de la moitié des résidents sont tributaires de l'agriculture comme moyen de subsistance. Il y a 21 000 ha de terres agricoles irriguées à Pixian et les cultures comprennent une variété de céréales, de légumes, de fruits, de fleurs ornementales et d'herbes utilisées dans la médecine traditionnelle chinoise. La réutilisation d'effluents traités pour l'agriculture locale est un moyen logique de gérer les éléments nutritifs urbains et de rapprocher les établissements urbains et ruraux pour obtenir des gains mutuellement avantageux.

En ce qui concerne l'utilisation finale productive des boues, deux options semblent prometteuses selon les demandes du marché local : l'utilisation comme engrais ou comme combustible de substitution dans la fabrication du ciment. Selon les statistiques gouvernementales, les agriculteurs du district épandent environ 900 tonnes d'azote (N) et 300 tonnes de phosphore (P) comme engrais chaque année. La teneur en éléments nutritifs des boues générées par les STEP de la région s'élève à environ 30 kg d'azote et 10 kg de phosphore par tonne sèche, ainsi la demande locale pour les engrais n'est pas un facteur limitant. Par ailleurs, les boues pourraient être livrées à la cimenterie Lafarge située à Dujiangyan, qui a la capacité et la volonté d'accepter jusqu'à 140 tonnes sèches

(avec une teneur en matière sèche de 20 pour cent) de boues et un volume considérablement plus élevé de boues séchées (avec une teneur en matière sèche ≥ 90 pour cent) par jour pour les utiliser dans leurs fours à ciment. D'après les taux de production de boues des STEP existantes à Chengdu, Lafarge pourrait accommoder une STEP d'une capacité quotidienne d'environ 200 000 m³.

Quel est le rendement du maintien du *statu quo* de l'irrigation à Pixian ?

Une évaluation de la performance a été réalisée pour évaluer l'irrigation en fonction des indicateurs économiques, de l'équité spatiale, de la satisfaction des agriculteurs et dans quelle mesure le modèle d'irrigation répond aux objectifs régionaux en matière de gestion des eaux ou les entrave. Nous avons élaboré un modèle de simulation et d'optimisation quadrique, semblable à celui du Ghana, pour mesurer la rentabilité et l'équité agricoles ; nous avons mené une enquête auprès des agriculteurs afin d'évaluer leurs perceptions de la quantité et de la qualité de leur eau d'irrigation ; et nous avons réalisé une analyse des politiques et des entrevues auprès de sources clés pour comprendre les objectifs régionaux en matière de gestion des eaux. D'après les résultats du modèle, il y a manifestement un effet quant à l'emplacement, car les agriculteurs situés à la fin du canal ont des rendements inférieurs par unité de terres cultivées à ceux qui sont situés au début en raison d'un accès plus limité à l'eau. Le profit maximum peut être jusqu'à 18 pour cent inférieur entre le début et la fin des systèmes d'irrigation. À l'appui de ces résultats, plus de 70 pour cent des agriculteurs sondés ont mentionné une quantité insuffisante d'eau pour les mois de novembre à mars. Des problèmes de couleur, d'odeurs fétides et de turbidité ont été signalés par un grand pourcentage des répondants parmi tous les systèmes d'irrigation : 58 pour cent ont indiqué des problèmes de couleur légers à graves ($n = 39$), 45 pour cent des problèmes d'odeurs légers à graves ($n = 38$) et 68 pour cent des problèmes de turbidité légers à graves ($n = 39$). Le mécontentement des agriculteurs quant à la qualité de l'eau d'irrigation devrait contribuer à la demande d'utiliser des effluents traités pour l'irrigation.

Malgré le témoignage des agriculteurs en ce qui concerne la quantité insuffisante d'eau, il a été déterminé que le modèle d'irrigation existant exerce une lourde pression sur les écosystèmes d'eau de surface en raison de l'intensité de son utilisation d'eau. Une priorité du gouvernement de Chengdu est d'améliorer la qualité de l'eau de surface à Chengdu, la faisant passer de la catégorie V à la catégorie III sur l'échelle chinoise de la qualité de l'eau d'ici 2010. De plus, la modélisation effectuée par un cabinet conseil indépendant a montré que cela nécessitera d'accroître le débit d'eau dans les rivières (Beijing Ecosimulation Technology Company, 2004).

Comment peut-on concevoir le traitement des eaux usées à Pixian pour contribuer de manière optimale à l'irrigation tout en participant à un ensemble plus vaste de priorités locales ?

Le modèle a été utilisé pour mener une analyse comparative entre les rendements dans le modèle d'irrigation existant et ceux dont on pourrait s'attendre, soit en agissant comme complément à l'approvisionnement actuel d'eau d'irrigation ou en le remplaçant avec des eaux usées traitées. Les conceptions des scénarios de remplacement ont été déterminées en fonction du volume d'eaux usées généré par les agglomérations urbaines dans le voisinage immédiat. D'après les résultats des analyses, il y a des possibilités d'utiliser les effluents pour améliorer l'équité de l'irrigation ; les

effluents pourraient être libérés dans le cours inférieur d'un système d'irrigation pour accroître le volume d'eau disponible à ces agriculteurs. Par ailleurs, les effluents pourraient être utilisés pour remplacer la déviation des eaux de surface comme source d'irrigation.

Pour chaque scénario, nous avons quantifié l'effet sur les profits des agriculteurs par rapport au scénario de référence ; caractérisé les changements probables dans les systèmes de culture dans des conditions de maximisation des profits ; et lorsque les effluents ont été utilisés pour remplacer l'irrigation existante, nous avons quantifié le volume d'eau de surface qui pourrait être conservé. Les eaux usées générées dans les villes le long des canaux d'irrigation pourraient servir à compenser jusqu'à 50 pour cent de la dérivation actuelle de l'eau de surface d'un canal individuel, à une perte qui varie de 1 à 10 pour cent dans les profits des agriculteurs. Les eaux usées pourraient aussi servir à compléter l'eau d'irrigation dans ce système afin de réduire de moitié l'effet d'emplacement sur les agriculteurs situés au début ou à la fin du canal, et d'accroître les profits des agriculteurs en aval de près de 20 pour cent. Les résultats de ces simulations révèlent plusieurs options intéressantes pour les décideurs locaux, que leur priorité soit d'améliorer le bien-être économique des agriculteurs ou d'atténuer le fardeau de la dérivation de l'eau sur les écosystèmes aquatiques.

Quels sont les compromis parmi les différentes options technologiques pour rendre les effluents sécuritaires pour l'irrigation ?

Les installations de traitement des eaux usées de moyenne à grande échelle qui utilisent des boues activées deviennent de plus en plus la norme en Chine ; la municipalité de Chengdu en compte plus de 20. En ce qui concerne le traitement des boues, une station est munie de digesteurs anaérobies des boues et le biogaz est brûlé à la torche ; le reste des installations déshydratent les boues avant de les rejeter dans une décharge. Une analyse du cycle de vie a été utilisée pour présenter les coûts et les avantages environnementaux et économiques d'une variété d'options technologiques, y compris des systèmes conventionnels et naturels. En ce qui concerne les systèmes conventionnels de traitement des eaux usées pour l'irrigation, concevoir des modèles pour minimiser le retrait des éléments nutritifs peut réduire le capital et les coûts de fonctionnement d'un système qui est conçu pour l'évacuation. En outre, l'ajout des boues de digestion anaérobie à un processus conventionnel et le captage du biogaz pour une utilisation sur place peuvent mener à des économies à long terme et à des réductions des émissions substantielles. Nous avons calculé la période de recouvrement de la chaudière pour convertir le biogaz à l'électricité dans une installation existante de Chengdu à moins d'un an. Les étangs de stabilisation des déchets sont une option intéressante du point de vue économique et environnemental, mais dans les régions urbaines, l'exigence en terres peut s'avérer prohibitive.

■ CONCLUSIONS

Dans le cadre de ce chapitre, nous avons fait valoir que l'assainissement axé sur la réutilisation peut offrir de meilleurs avantages environnementaux et économiques que la gestion conventionnelle des eaux usées et des boues de vidange fondée sur l'évacuation. Toutefois, une planification et une mise en œuvre efficaces

de tels systèmes s'avèrent souvent difficiles en raison de l'expertise, des normes et des contraintes institutionnelles locales. Plus particulièrement, les trois cas en Afrique du Sud ont permis de montrer que malgré l'urgence de résoudre certains de ces problèmes en premier, une approche axée sur la réutilisation a été adoptée. Cela a été rendu d'autant plus difficile par l'absence de processus systématiques de conception pour mettre en œuvre des modèles de gestion des eaux usées et des boues de vidange qui intègrent la réutilisation pour l'agriculture. Néanmoins, de tels modèles, lorsqu'ils sont bien gérés, peuvent fournir des emplois et des revenus associés à l'utilisation productive d'eaux usées traitées. La réussite de ces modèles est liée à la compréhension et à une bonne collaboration entre les urbanistes, les spécialistes de l'assainissement et les vulgarisateurs agricoles dès le début du processus de planification. Se fier uniquement aux hypothèses sur la demande du marché et la sensibilité aux coûts des nouveaux matériaux pourrait ne pas donner des renseignements assez précis pour l'évaluation de la faisabilité et la conception d'un modèle de réutilisation.

L'approche de planification de CPS a été présentée comme un cadre de planification accessible et logique pour faciliter la conception et la mise en œuvre de systèmes axés sur la réutilisation. Travailler avec la CPS devrait produire un plan pour la gestion des eaux usées et des boues de vidange urbaines qui contribue à la durabilité locale, non seulement en atténuant les risques pour la santé publique et l'environnement associés à un rejet hasardeux, mais en utilisant le potentiel en ressources des déchets humains de manière à tirer le plus d'avantages à l'échelle locale. Parmi d'autres obstacles institutionnels et financiers potentiels de recourir à la CPS, l'absence de mesures incitatives ou de plateformes multi-acteurs de communication et de coopération ainsi que de normes universelles pour les effluents pourrait entraver son utilisation efficace.

Lorsque nous aurons surmonté ces défis, les exemples d'utilisation de la CPS au Ghana et en Chine montrent que l'approche peut servir à réhabiliter les installations existantes ou à concevoir de nouvelles stations de traitement. Cependant, pour maximiser l'efficacité et les avantages de la réutilisation, les décideurs sont incités à intégrer, dans la mesure du possible, la réutilisation dès le début du processus de planification.

■ RÉFÉRENCES

- Bahri, A. (1999). « Agricultural reuse of wastewater and global water management », *Water Science and Technology*, vol. 40, n° 4, p. 339-346.
- Beijing Ecosimulation Technology Company (2004). *Flow Requirements to Achieve Water Quality Standards in Chengdu*, Beijing, Beijing Ecosimulation Technology Company.
- Bhagwan, J. et coll. (2008). « Challenges with up-scaling dry sanitation technologies », *Water Science and Technology*, vol. 58, n° 1, p. 21-27.
- Bonzi, M. (2008). « Experiences and opportunities for human excreta fertilizers in improving small scale agriculture », Stockholm, Semaine mondiale de l'eau, 17 au 23 août 2008.

- Centre mondial de l'agroforesterie (2008). « *Achieving food security and sanitation coverage through water harvesting and conservation technologies: Case examples from subSaharan Africa* », Stockholm, Semaine mondiale de l'eau, 17 au 23 août 2008.
- Couderc, A. A. L. et coll. (2008). « The effect of moisture content and alkalinity on the anaerobic biodegradation of VIP contents », *Water Science and Technology*, vol. 58, n° 2, p. 473-477.
- Équipe du projet du Millénaire des Nations Unies sur l'eau et l'assainissement (2005). *Health, Dignity, and Development: What Will It Take ?*, Londres, Earthscan.
- Flores, A., C. Buckley et R. Fenner (2009). « Selecting wastewater systems for sustainability in developing countries », *Water Science and Technology*, vol. 60, n° 11, p. 2973-2982.
- Foxon, K. M. et coll. (2009). « Laboratory protocols for testing the efficacy of commercial pit latrine additives », *Water SA*, vol. 35, n° 2, p. 228-235.
- Gounden, T. et coll. (2006). « Provision of free sustainable basic sanitation: The Durban experience », Colombo, 32^e conférence internationale du WEDC sur le développement durable des ressources en eau, l'approvisionnement en eau et l'assainissement du milieu.
- IWA (2008). « *The Vienna Charter on Urban Sanitation, International Water Association* », Londres, Association internationale de l'eau.
- IWA Sanitation 21 Task Force (2007). *Simple Approaches to Complex Sanitation: A Draft Framework for Analysis*, Londres, Association internationale de l'eau.
- Jenkins, M. et S. Sugden (2006). « Rethinking sanitation: Lessons and innovation for sustainability and success in the new millennium », dans *Human Development Report 2006*, New York, Programme des Nations Unies pour le développement, p. 37.
- Lazarova, V. et coll. (2001). « Role of water reuse for enhancing integrated water management in Europe and Mediterranean countries », *Water Science and Technology*, vol. 43, n° 10, p. 25-33.
- Mnkeni, P. N. et L. M. Austin (2009). « Fertilizer value of human manure from pilot urine-diversion toilets », *Water SA*, vol. 35, n° 1, p. 133-138.
- Murray, A. et P. Drechsel (2009). « *Positive deviance in the sanitation sector in Ghana: Why do some wastewater treatment facilities work when the majority fail ?* », manuscrit non publié.
- Norman, D. (1990). *The Design of Everyday Things*, New York, Doubleday.
- SANDEC (2000). *Summary Report of Bellagio Expert Consultation on Environmental Sanitation in the 21st Century: 1-4 February 2000*, Dübendorf, Conseil collaboratif sur l'approvisionnement en eau et l'assainissement.
- Service des eaux – ressources, mise en valeur et aménagement (1992). « CROPWAT version 5.7 », Rome, FAO.
- Stockholm International Water Institute, ONU-Habitat, Banque asiatique de développement, Agence suédoise de coopération au développement international (2008). « Water and sanitation for developing clean and healthy cities: Seminar report », Nanjing, Forum urbain mondial 4, <<http://www.siiwi.org/documents/Resources/Events/seminars/WUF4SeminarReport.pdf>>.
- SuSanA (2008). *Planning for Sustainable Sanitation: Fact Sheet*, Eschborn, Sustainable Sanitation Alliance, 8 p., <<http://www.susana.org>>.

Faciliter l'adoption d'interventions de sécurité alimentaire dans le secteur des aliments de rue et dans les champs

Hanna Karg, Pay Drechsel, Philip Amoah et Regina Jeitler

■ RÉSUMÉ

Ce chapitre porte sur les défis liés à la mise en œuvre des directives de l'OMS relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées quant à l'adoption d'options communément appelées « post-traitement » ou « sans traitement », comme des pratiques d'irrigation sûres ou le lavage approprié des légumes dans les cuisines. En raison de la sensibilisation limitée des risques et des avantages immédiats de l'irrigation avec des eaux usées, il est peu probable qu'une vaste adoption des pratiques recommandées suivra automatiquement la révision de politiques ou toute campagne d'éducation et de formation. La plupart des pratiques recommandées nécessitent non seulement un changement de comportement, mais elles peuvent aussi accroître les coûts d'exploitation. Dans une telle situation, des efforts importants sont nécessaires pour explorer comment le marketing conventionnel ou social peut soutenir le changement de comportement souhaité vers l'adoption de pratiques de sécurité. Cela nécessitera de nouveaux partenariats stratégiques et une nouvelle section dans les directives de l'OMS. Ce chapitre souligne les étapes et considérations requises pour accroître la probabilité d'adoption, et suggère un cadre de travail qui repose sur une combinaison de marketing social, de systèmes d'incitation, la sensibilisation et l'éducation, et l'application des règlements. Une conclusion importante est que ces étapes nécessitent de sérieuses recherches d'accompagnement du groupe cible en faisant une grande place aux sciences sociales, qui ne devraient jamais être sous-estimées dans les projets connexes.

■ INTRODUCTION

Alors que les villes africaines vivent l'urbanisation et la mondialisation, elles font face à des défis de développement couplés à des changements culturels. Les habitudes alimentaires, par exemple, ont tendance à passer des plats traditionnels à la restauration rapide, souvent composée de riz, de volaille et de salade. Ces nouveaux plats sont fournis par un secteur en plein essor, mais très informel de cuisine de rue qui fournit des emplois et des aliments bon marché aux citadins (Maxwell et coll., 2000; Nicolas et coll., 2007; OMS, 2004).

Les défis de développement se rapportent à l'expansion lente des infrastructures urbaines, comme les installations d'assainissement, ce qui entraîne une pollution environnementale généralisée (Raschid-Sally et Jayakody, 2008). Le secteur des aliments de rue est particulièrement touché, non seulement en raison des conditions insalubres qui y prévalent, mais aussi par la qualité des légumes qui sont produits avec de l'eau de surface hautement contaminée (Obuobie et coll., 2006). L'évolution du secteur de l'assainissement dans les pays en développement se heurte encore à une variété de défis et, par conséquent, il faudra du temps avant que les agriculteurs et les consommateurs puissent se fier entièrement au traitement des eaux usées pour préserver la qualité de l'eau. Comme mesure provisoire, l'OMS (2006) a reconnu que d'autres options, en remplacement ou en complément au traitement des eaux usées, tels que le traitement de l'eau aux champs, des pratiques d'irrigation plus sécuritaires ou un bon lavage des légumes peuvent contribuer de manière significative à la réduction des risques sanitaires.

Cet accent sur des options supplémentaires sans traitement ou post-traitement peut réellement améliorer la sécurité au moyen de points de contrôle plus diversifiés de réduction des risques sanitaires (« l'approche à barrières multiples »). Les agriculteurs qui utilisent de l'eau polluée, les commerçants qui achètent et vendent des cultures contaminées et les cuisines privées ou commerciales qui préparent des salades crues jouent des rôles clés dans ce système, qui repose sur les principes d'analyse des risques et de maîtrise des points critiques (HACCP) (encadré 16.1). Le défi de ce système est sa mise en œuvre réussie dans un contexte de faible revenu, de faibles ressources et de faible éducation, comme c'est généralement le cas en Afrique subsaharienne, qui montre la plus grande divergence entre ce qui est nécessaire et ce qui est vécu.

Le principal défi dans le secteur de la sécurité alimentaire est de combler l'écart entre les approches théoriques et leur applicabilité sur le terrain. Deux domaines essentiels d'intervention sont généralement requis : le premier consiste à fournir les infrastructures appropriées (comme des installations sanitaires dans les marchés) et le deuxième porte sur le changement de comportement parmi les intervenants des points de contrôle critiques identifiés pour la réduction des risques sanitaires. Alors que l'offre d'infrastructures constitue un domaine

Encadré 16.1 SYSTÈME D'ANALYSE DES RISQUES ET DE MAÎTRISE DES POINTS CRITIQUES

La gestion des risques microbiologiques dans le secteur des aliments de rue s'appuie sur l'utilisation d'outils tels que l'évaluation quantitative des risques microbiens (EQRM) et le système HACCP. Une bonne évaluation des risques microbiologiques permet de comprendre la nature du danger et constitue un outil pour établir les priorités des interventions ciblées aux points de contrôle critiques le long de la chaîne de valeur, comme par exemple des légumes mangés crus.

Des stratégies connexes pour améliorer la sécurité des aliments de rue devraient reposer sur des études du système local des aliments de rue et tenir compte :

- des politiques, des règlements, de l'enregistrement et des permis ;
- des infrastructures, des services ainsi que de la conception et de la construction des kiosques de vente ;
- de la formation de ceux qui manipulent les aliments ;
- de l'éducation des consommateurs.

Source : OMS (1996, 2002).

d'intervention prometteur, le changement de comportement des agriculteurs, des marchands et des consommateurs est toujours un domaine de recherche vierge dans le contexte de « l'irrigation avec des eaux usées », en dépit du fait que les concepts de changement de comportement soient largement développés et qu'ils aient été de plus en plus mis en application dans le secteur de l'assainissement et de l'hygiène.

Ce chapitre tente de faire ressortir une voie possible pour faciliter le changement des comportements vers une irrigation et des pratiques de manipulation des aliments plus sécuritaires, en s'appuyant principalement sur les exemples d'études menées par l'Institut international de gestion de l'eau (IWMI) avec ses partenaires au Ghana (voir aussi les chapitres 10, 12, 13 et 17). Les méthodes utilisées pour analyser les options, visant à déclencher un changement de comportement, comprennent l'examen de la littérature, des entrevues réalisées auprès de spécialistes, des enquêtes de rue, des groupes de discussion, des observations, des séances de formation et une variété d'activités de partage des connaissances (Amoah et coll., 2009 ; Karg, 2008 ; Keraita et coll., 2008).

L'approche utilisée était très itérative entre les points de vue empiriques et conceptuels. Les groupes ciblés pour les changements de comportement au Ghana ont été les agriculteurs (qui provoquent la plupart des contaminations des cultures en utilisant de l'eau très polluée) ; et les restaurants, notamment les restaurants de rue, où plus de 90 pour cent des salades irriguées avec des eaux usées sont servies (Amoah et coll., 2007a, 2007b).

■ 1. MODIFIER LES APPROCHES POUR COMPRENDRE LE CHANGEMENT DE COMPORTEMENT

Dans le passé, de nombreuses campagnes de promotion de la santé étaient fondées sur l'éducation des personnes sur le danger des maladies afin de changer leurs comportements (Nutbeam et Harris, 2004). Cependant, il existe peu de preuves selon lesquelles les approches fondées sur l'éducation sanitaire ont eu l'effet escompté, particulièrement dans les pays en développement (Burgers et Boot, 1988 ; Scott et coll., 2007). Certaines évaluations de programme montrent que les connaissances se sont effectivement approfondies, mais sans entraîner de changement dans les comportements (Favin et coll., 2004). Les raisons peuvent être multiples, comme le fait qu'il est difficile de changer les vieilles habitudes, surtout si les avantages ne sont pas immédiatement visibles ou s'ils ne constituent qu'une préoccupation indirecte. De plus, la manière de transmettre un message éducatif peut déterminer sa réussite ou son échec, spécialement s'il ne correspond pas aux perceptions et aux connaissances locales sur les risques (Martinsen, 2008). Par exemple, des affiches sur la sécurité alimentaire créées aux États-Unis utilisaient des symboles pour les bactéries et des slogans utilisant des jeux de mots comme «fight bac» (combattez les bactéries) que ne comprenaient pas les groupes de discussion de l'étude au Ghana.

De nouvelles connaissances ne mènent pas instantanément à de nouvelles pratiques, car elles pourraient être trop difficiles, trop coûteuses, trop chronophages, ou être contestées par d'autres personnes (UNICEF et LSHTM, 1999). Pour que les interventions soient réussies, et cela s'applique aussi à la promotion des interventions, il est important d'enquêter sur les connaissances et les perceptions des groupes cibles.

■ 2. PERCEPTIONS DE LA PROPRETÉ, DE LA SÉCURITÉ ET DE LA SALETÉ

Curtis (1988) a souligné l'importance de reconnaître les dimensions sociales fortes de l'hygiène dans les pays en développement. L'hygiène et l'évaluation des risques connexes sont donc abordées comme un phénomène social qui repose sur des idées culturellement déterminées. Éviter la saleté était un comportement souhaitable bien avant la découverte de la transmission des maladies bactériennes, ainsi l'hygiène n'est pas seulement une question d'élimination des germes (Curtis, 1988). Des résultats similaires sont documentés dans les travaux de van der Geest (1998), un anthropologue qui a trouvé qu'au Ghana, la saleté est perçue comme bien plus qu'un risque potentiel pour la santé, mais également comme une dégradation physique et morale, alors que la propreté représente l'attractivité physique et morale. En anglais ghanéen, on fait souvent référence à la propreté en utilisant le mot «soigné», un terme qui apparaît souvent dans les enquêtes locales sur les aliments de rue.

Les études sur la perception au Ghana ont ciblé les agriculteurs et le personnel de restaurants de rue pour mieux comprendre les possibilités et les contraintes associées au changement de comportement (encadré 16.2) (Karg, 2008 ; Keraita et coll., 2008 ; Rheinländer et coll., 2008). De telles études participatives avec le groupe cible (voir aussi le chapitre 17) constituent une étape importante pour comprendre ce qui pourrait favoriser l'adoption des innovations (Chambers et coll., 1989).

Encadré 16.2 PERCEPTIONS DE LA SÉCURITÉ DES ALIMENTS DE RUE DANS LA RÉGION URBAINE DE KUMASI (GHANA)

Bien que les marchands et les consommateurs aient tous fait état de connaissances de base sur la sécurité alimentaire, les critères de qualité des aliments (y compris leur salubrité) utilisés par les deux groupes ne faisaient pas ressortir des pratiques d'hygiène élémentaires comme le lavage des mains, le lavage des ustensiles, le lavage des légumes crus et l'efficacité des désinfectants. Le principal critère de sélection des aliments était plutôt associé à l'apparence des aliments et du kiosque ; à l'apparence du vendeur d'aliments ; à la confiance interpersonnelle envers le vendeur ; et aux prix et à l'accessibilité des aliments (Probst, 2008 ; Rheinländer et coll., 2008). Néanmoins, il a également été observé que la pression exercée sur les vendeurs pour améliorer l'apparence de propreté des légumes peut entraîner une réponse rapide (Drechsel et coll., 2000).

■ 3. PROVOQUER LE CHANGEMENT DES COMPORTEMENTS

Si le changement de comportement, à savoir l'adoption des pratiques recommandées, est le but visé, il faut comprendre quels facteurs internes ou externes, dans le contexte local, peuvent le provoquer ou l'entraver. Un facteur interne qui peut inciter au changement est une meilleure sensibilisation sur les risques pour la santé. Un facteur externe qui peut y contribuer peut être un programme de crédit ou la mise à exécution de règlements et de contrôles. Le fait qu'il est difficile de changer les vieilles habitudes constitue certainement un obstacle interne important. D'autres obstacles sont les investissements requis ou les pertes potentielles. Certaines pratiques d'irrigation plus sécuritaires, comme l'irrigation à la raie ou l'irrigation au goutte à goutte, pourraient réduire la densité des cultures et les rendements. De même, l'arrêt de l'irrigation, même si ce n'est que pour deux ou trois jours, peut diminuer les rendements, car le temps chaud du Ghana exige un arrosage quotidien (Drechsel et coll., 2008). Aussi, le lavage plus efficace des légumes dans les cuisines nécessite certains investissements dans, par exemple, l'achat de l'eau de Javel ou des pastilles de chlore, ce qui peut représenter une contrainte de coût.

En résumé, plusieurs des pratiques sans traitement ou post-traitement recommandées pour augmenter la sécurité des légumes irrigués avec des eaux usées nécessitent des efforts ou intrants supplémentaires sans avantage direct

tangible, à moins que les consommateurs paient davantage pour des produits plus sûrs. Cependant, bien qu'il y ait une demande générale pour des aliments sains, la sensibilisation aux risques est trop faible pour stimuler une volonté importante de payer (encadré 16.3).

Encadré 16.3 VOLONTÉ DE PAYER POUR DES LÉGUMES PLUS SÛRS

Dans une étude connexe appuyée par la FAO et l'IWMI dans les grandes villes d'Accra et de Kumasi au Ghana, on a sondé la volonté de payer (VDP) pour des légumes plus sûrs auprès d'un échantillon de 300 consommateurs individuels achetant des aliments contenant des laitues ou seulement une salade de laitue chez des vendeurs de produits alimentaires et des restaurants le long des routes. Les résultats indiquent un revenu moyen mensuel d'environ 280 \$ US, dont 5,50 \$ US sont consacrés aux salades. Environ 95 pour cent des consommateurs sondés sont prêts à payer pour des salades plus sûres. Toutefois, les montants additionnels sont peu élevés. Extrapolé pour le mois, le consommateur est prêt à payer environ 0,40 \$ US de plus, un chiffre qui variait dans une certaine mesure avec l'âge, le revenu et le niveau d'instruction, et qui est légèrement inférieur à la hausse de 10 pour cent révélée par une étude semblable menée au Vietnam (Simmons et Scott, 2007).

Source : Yahaya et Kinane (2009).

Dans une telle situation, il convient d'explorer les options de marketing social pour catalyser le changement de comportement. Alors que le marketing commercial cherche à générer des profits dans un intérêt privé, le marketing social cherche à influencer un public cible pour qu'il accepte, modifie ou abandonne volontairement un comportement au profit des individus, des groupes ou de la société dans son ensemble. L'approche du marketing social met en pratique les principes et les techniques du marketing social comme l'orientation sur les clients, la recherche commerciale et l'utilisation de la logistique commerciale (figure 16.1). Le concept a été testé dans le secteur de l'assainissement ainsi que dans le domaine de la santé publique (Grier et Bryant, 2005 ; Martinsen, 2008 ; Siegel et Doner Lotenberg, 2007).

Les approches marketing sont généralement considérées comme une solution de rechange prometteuse aux approches traditionnelles (éducatives) pour modifier les comportements des gens. C'est-à-dire que plutôt que d'être axées sur l'approvisionnement (fournir des connaissances et des documents), les approches marketing appuient un changement dicté par la demande, et sont ainsi davantage orientées vers le consommateur.

Dans le cas du Ghana, les agriculteurs pourraient éventuellement changer leurs habitudes en fonction d'autres mesures incitatives aussi intangibles, comme une pression moins forte de la part des autorités et des médias selon lesquels leurs pratiques actuelles nuisent à la santé publique (encadré 16.4). Une plus

Figure 16.1 DESCRIPTION DES QUATRE «P»
DANS LE DOMAINE DU MARKETING SOCIAL

Produit	Prix
<p>Le produit social représente une idée, une pratique ou un objet concret à mettre en marché. Une idée peut être :</p> <ul style="list-style-type: none"> – une croyance (« le lavage à la main protège mes enfants »), – une attitude (« un bébé reçoit de meilleurs soins si sa naissance est planifiée que s'il est le fruit d'une grossesse accidentelle »), – une valeur (« tous les humains ont les mêmes droits »). <p>Une pratique peut être un acte (immunisation, construction de latrines); un acte répété devient un comportement (se laver les mains, utiliser un condom).</p> <p>Un produit tangible nécessaire peut être une pastille de chlore, une latrine, un condom, un savon, etc.</p>	<p>Le prix se mesure en termes monétaires et non monétaires. Le temps, l'effort, le changement de style de vie etc., ont tous un effet sur le coût réel.</p> <p>Le prix monétaire a plusieurs fonctions qui déterminent l'accessibilité du produit, favorisent ou découragent la demande et attribuent une valeur au produit. En marketing social, les coûts non monétaires comme le temps et le risque perçu ont souvent plus d'importance que le prix du produit.</p>
Placement (distribution)	Promotion (communication)
<p>En marketing social, l'objectif du placement ou de la distribution est d'optimiser la commodité d'accès du produit pour le groupe cible. Par exemple, on peut multiplier ou rapprocher les points d'accès, prolonger les heures d'ouverture, améliorer l'apparence du lieu de distribution et rendre plus attrayante l'exécution du comportement souhaité.</p>	<p>La communication et la promotion consistent à faire preuve de persuasion afin d'influer sur des attitudes ou des comportements. Pour persuader la personne ou le groupe visé, il faut capter son attention en la détournant des sources concurrentes.</p> <p>En marketing, les principaux outils de promotion conventionnels sont la publicité, la vente personnelle et la promotion commerciale</p>

Source : Martinsen (2008).

grande sécurité d'occupation pourrait également faciliter, par exemple, les investissements dans des bassins de traitement dans les champs. Au Vietnam, les agriculteurs pouvaient solliciter un soutien financier s'ils étaient intéressés à cultiver des légumes sûrs. On leur a demandé de rembourser 80 pour cent lorsqu'ils faisaient des profits (Simmons et Scott, 2007).

Dans de nombreux cas, le fait de soutenir uniquement un changement de comportement n'est pas suffisant, parce qu'en même temps il faut combattre la solution actuelle pour la remplacer par la pratique suggérée. Ainsi, l'approche la plus efficace pourrait être une combinaison de mesures incitatives et dissuasives.

Encadré 16.4 OPTIONS DE MESURES INCITATIVES DISCUTÉES DANS LE CADRE DE L'ÉTUDE AU GHANA

- Les récompenses et la reconnaissance publique peuvent être des mesures incitatives potentielles pour le changement des comportements, notamment lorsque les agriculteurs sont harcelés par les médias et les représentants officiels à propos de leur utilisation des eaux usées. Les agriculteurs qui ont des produits sûrs pourraient être reconnus lors de célébrations pour couronner le « meilleur agriculteur ». Les kiosques d'alimentation rapide qui adoptent un concept intégré d'aliments sûrs pourraient être reconnus dans des guides touristiques.
- Parmi les mesures incitatives offertes par des organismes gouvernementaux aux agriculteurs qui participent à des modèles sécuritaires pourraient se trouver l'offre d'une formation d'appoint, des services de vulgarisation plus spécialisés en matière de sécurité alimentaire, des prêts (micro-crédit), des subventions pour des pompes ou la sécurité d'occupation, à laquelle les agriculteurs accordent une grande importance (voir le chapitre 17).
- Une mesure incitative du marché pourrait être un programme de certification (Goewie, 2002) pour des « cultures plus sûres », combiné à des réseaux de distribution spécialisés pour les hôtels, les restaurants et les supermarchés, accessibles au moins aux consommateurs qui ont une plus grande volonté de payer pour des produits plus sûrs. Idéalement, cela devrait également soutenir la surveillance indépendante de la norme de qualité. Pour que cela se fasse à l'avantage du plus grand public, il faut obtenir une plus grande sensibilisation afin d'accroître la demande générale pour des cultures plus sûres.

■ 4. NÉCESSITÉ D'AVOIR UNE RECHERCHE APPLIQUÉE

Le rôle important du marketing commercial et du marketing social est d'identifier les conditions qui font que l'une ou l'autre option fonctionne. Dans le cas des eaux usées et de la sécurité alimentaire, cela signifie d'analyser :

- si des pratiques plus sûres seraient directement rentables soit en améliorant la production ou en réduisant les coûts de production ;
- si des pratiques plus sûres seraient éventuellement rentables en raison d'une plus grande volonté de payer de la part des consommateurs et des commerçants ;
- s'il y a d'autres éléments déclencheurs et mesures incitatives qui pourraient changer les comportements et comment en être l'initiateur et miser sur eux, tout en évitant les obstacles aux changements.

Alors que les deux premières études nécessitent une analyse économique conventionnelle (analyse coûts-avantages de la ferme, évaluation des contingences), la troisième étude éloigne la plupart des projets encore plus de leur zone de confort. Il faut procéder à une analyse sociale substantielle des contraintes et des possibilités du groupe cible, de leurs perceptions, de leurs souhaits et attitudes (Andreasen, 1995). Les raisons pour lesquelles une personne ne change

pas ses habitudes peuvent être variées et d'importance différente, liées à la tradition, à la pression familiale, aux normes communautaires, aux contraintes de temps, au dérangement et ainsi de suite. Les raisons ne sont pas nécessairement une méconnaissance des avantages sociaux ou sanitaires découlant de l'adoption des pratiques promues. Cette analyse nécessite une bonne capacité d'écoute et devrait s'inspirer des principes de recherche participative.

Tout en comprenant les raisons qui pourraient limiter le changement de comportement, il faut déployer des efforts différents pour analyser ce qui pourrait le provoquer. Dans le cadre d'études visant à déterminer les éléments déclencheurs de ce changement, il faudra tenir compte des sous-groupes distincts de la population ainsi que des milieux sociaux et culturels dans lesquels les gens agissent. Ces informations sont utilisées pour prendre des décisions de marketing stratégiques à propos de segments du groupe cible quant aux avantages à offrir et la manière d'établir les prix, de placer et de faire la promotion des produits (Grier et Bryant, 2005).

Le processus de planification fondé sur les résultats obtenus par la recherche appliquée peut être décrit par les étapes suivantes :

- Évaluer les comportements actuels de manipulation des aliments associés aux problèmes préoccupants.
- Identifier les options réalisables pour les changements qui réduisent les risques sanitaires.
- Identifier les obstacles et les facteurs favorables (les déclencheurs externes et internes) pour un changement de comportement connexe, et les vérifier auprès du ou des groupes cibles.
- Étudier des voies de communication appropriées et (la forme) des messages de sensibilisation.
- Examiner soigneusement quels intervenants et décideurs seront essentiels à l'élaboration, la promotion et la mise en œuvre de stratégies de changement efficaces.

Bien qu'idéalement, tous les aspects de la sécurité alimentaire et de l'hygiène devraient être encouragés, il est reconnu que les programmes de promotion de l'hygiène fonctionnent mieux s'ils se concentrent sur un petit nombre d'activités et de messages faciles à se rappeler. Toutefois, il faut garder à l'esprit qu'en faisant la promotion d'une seule pratique comme le lavage des légumes, les gens peuvent présumer que cette seule pratique peut prévenir la propagation de l'infection, menant à une « illusion de contrôle des risques » (Bloomfield, 2003 ; Knox, 2000). De plus, si l'accent est mis seulement sur le lavage efficace des légumes, et que le lavage des mains ou la contamination croisée sont ignorés, on peut se demander si une campagne peut avoir un effet important ou mesurable sur la santé. Idéalement, le lavage efficace des légumes et d'autres pratiques fondamentales de sécurité alimentaire devraient faire partie intégrante d'une campagne sur le changement

des comportements¹. Même si tous les composants d'un programme ne seront pas adoptés, les coûts pour faire la promotion de deux ou trois bonnes pratiques peuvent être légèrement plus élevés que pour une seule pratique, tout en multipliant son effet potentiel. Trouver le point d'équilibre le plus approprié en tenant compte du rapport coût-efficacité et de la capacité du groupe cible à intégrer le message constitue certainement un défi².

L'enquête sur les aliments de rue au Ghana a révélé un certain nombre de facteurs déterminants en ce qui concerne les comportements externes et internes envers l'adoption de meilleures pratiques de sécurité alimentaire. Suivant l'exemple de Favin et coll. (2004), les barrières et facteurs favorables ont été classés selon différentes catégories afin d'aider à formuler des stratégies d'interventions possibles (tableaux 16.1 et 16.2).

■ 5. CADRE DE LA CAMPAGNE

L'étude menée au Ghana a entraîné l'élaboration d'un cadre pour mettre en œuvre une campagne nationale (pas encore financée pour l'instant) sur la sécurité alimentaire avec une importance spéciale accordée aux légumes irrigués avec des eaux usées (IWMI, 2009). Le cadre combine différents éléments ou différentes stratégies reconnus comme importants pour changer les comportements dans le secteur des aliments de rue et parmi les agriculteurs. Il s'inspire des tableaux 16.1 et 16.2 et du « modèle de réceptivité » décrit par Jeffrey et Seaton (2004), tout en faisant ressortir l'importance égale des différentes mesures pour faciliter les changements de comportement et accroître la sécurité alimentaire. Le cadre tient également compte de l'avantage d'utiliser simultanément des incitatifs (pour le changement de comportement) et des dissuasions (pour maintenir l'ancien comportement), par exemple au moyen de règlements et de frais. Les éléments du cadre sont :

- l'éducation (en raison du bas niveau d'instruction) ;
- le marketing social (en raison de la faible incitation commerciale pour favoriser le changement de comportement) ;
- les incitations (transformer les besoins du groupe cible en occasions) ;
- la réglementation (pour faire face aux mauvaises pratiques et institutionnaliser les bonnes).

1. Il peut y avoir de grandes différences entre les pays et les cultures. En Afrique occidentale francophone, des pratiques très efficaces de lavage des légumes (par exemple à base d'eau de Javel) sont courantes, alors que ce n'est pas le cas au Ghana (Amoah et coll., 2007b).

2. La taille du programme ou la longueur du message a aussi des répercussions sur les médias qui seront utilisés, car les annonces à la télévision, par exemple, sont plutôt dispendieuses et permettent donc uniquement de courts messages.

Tableau 16.1 FACTEURS DÉTERMINANTS DES COMPORTEMENTS EXTERNES ET STRATÉGIES POTENTIELLES D'INTERVENTION DANS LE SECTEUR INFORMEL DES RESTAURANTS DE RUE AU GHANA

Catégorie	Obstacles (-)	Facteurs clés (+)	Stratégie d'intervention possible
Fourniture d'intrants	Les désinfectants efficaces sont généralement méconnus, bien qu'accessibles. Ainsi, le lavage des légumes ne réduit pas efficacement les pathogènes.	Le lavage des légumes pour enlever la saleté est effectué par plus de 90 % des intervenants ; il s'agit d'un excellent point de départ pour une élimination efficace des pathogènes.	Faire la promotion des désinfectants disponibles (eau de Javel, pastilles de chlore, permanganate de potassium) qui conviennent à différentes catégories de restaurants.
Conditions socioéconomiques	Les vendeurs se préoccupent des coûts associés aux produits requis et à la formation.	Les secteurs public et privé offrent de la formation gratuite. Certains ingrédients (comme l'eau de Javel) sont très abordables.	Faire connaître les options. Obtenir la participation du secteur privé pour la promotion et des subventions. Des certificats de formation pourraient augmenter les ventes.
Éducation	Dans les écoles de restauration, la sécurité alimentaire concrète suscite peu d'attention.	Des documents d'enseignement sont fournis et révisés d'après les résultats des projets actuels.	Établir un lien précoce avec le secteur de l'éducation pour faciliter l'adoption des résultats dans le programme.
Conditions environnementales	Le milieu de la restauration de rue est en général peu sûr ; il peut ne pas y avoir d'eau ni de toilettes.	Les interventions doivent tenir compte des possibilités et des limites locales, et viser à obtenir des améliorations étape par étape.	
Milieus institutionnels	Les organismes de réglementation manquent de ressources, ce qui peut faciliter la corruption.	Les autorités sont en place.	Les interventions ne peuvent compter sur la mise à exécution ou le contrôle pour provoquer un changement de comportement. Il convient de renforcer les capacités institutionnelles.
Regroupements sociaux	Il y a peu de membres dans les associations de restauration en raison de problèmes internes. La plupart des associations ont une gouvernance et un financement faibles.	Les clubs sociaux, les groupes confessionnels et les associations professionnelles sont courants et ils peuvent servir de voies de communication potentielles. En général, les marchands aiment se joindre à des associations ou à des réseaux.	Il faut renforcer les associations et faire la promotion de leur adhésion. Permettre des modèles de prêt et de crédit pour des comportements plus sécuritaires.
Interaction entre les marchands et les consommateurs	Les consommateurs se soucient davantage du prix, de l'aspect soigné et de la quantité des aliments, plutôt que de sécurité alimentaire.	Les consommateurs exercent une grande influence sur les marchands. Les marchands sont prêts à apprendre pour satisfaire les consommateurs.	Il faut accroître la sensibilisation des consommateurs face aux questions de sécurité alimentaire.
L'aspect soigné comme partie intégrante des normes culturelles	L'aspect soigné est important, mais il ne correspond pas nécessairement à la propreté et à des aliments sûrs.	Les vérificateurs, les marchands et les consommateurs sont très préoccupés par l'aspect soigné, qui est étroitement associé à la confiance et au respect.	Le terme « aspect soigné » doit être élargi pour inclure la propreté visible et invisible ; ou associé de manière positive aux désinfectants.
Normes culturelles	Les consommateurs hésitent à poser des questions directes sur l'origine des aliments pour déterminer leur salubrité, car ces questions sont perçues comme irrespectueuses.	L'origine des aliments peut être une « marque » ; par exemple, les carottes du Togo sont préférées à celles du Ghana.	Des sites de production plus sûrs pourraient mener à l'association d'une marque de commerce avec des normes acceptées, comme « propre » et « savoureux ».

Tableau 16.2 FACTEURS DÉTERMINANTS DES COMPORTEMENTS INTERNES ET STRATÉGIES POTENTIELLES D'INTERVENTION DANS LE SECTEUR INFORMEL DES RESTAURANTS DE RUE AU GHANA

Catégorie	Obstacles (-)	Facteurs clés (+)	Stratégie d'intervention possible
Sensibilisation aux risques	Les marchands ne perçoivent pas de risque élevé et pensent que les pratiques de lavage actuelles sont appropriées.	Les vendeurs sont conscients à différents degrés des risques pour la santé associés aux légumes crus.	Il faut expliquer les risques et il faut montrer les risques invisibles (voir par exemple Amoah et coll., 2009).
Connaissances scientifiques	Une conscience très faible des risques invisibles (micro-organismes) et des voies de transmission des pathogènes.	Une conscience élevée des risques visibles comme les insectes et une connaissance du terme « germes ».	Il faut expliquer les risques et il faut montrer les risques invisibles (voir par exemple Amoah et coll., 2009).
Connaissances pratiques	Peu de gens ont reçu une éducation formelle en restauration à l'école. Dans la plupart des cas, les méthodes efficaces de lavage des légumes sont inconnues.	Les vendeurs ont des connaissances de base sur la sécurité alimentaire grâce à la formation postscolaire offerte dans le cadre de projets ou par le secteur privé.	Faire la promotion des méthodes efficaces dans des ateliers, par le biais des associations et de la formation du secteur privé.
Émotions et réactions	Les documents et campagnes promotionnels utilisés dans d'autres cultures ne conviennent pas nécessairement et peuvent même s'avérer trompeurs si on y présente des symboles ou un vocabulaire inconnus.	Des études de perception indiquent des facteurs stimulants positifs et négatifs qui influencent les comportements liés à l'hygiène.	La stratégie devrait s'inspirer des connaissances et des perceptions locales.
Intentions		En général, les vendeurs sont tout à fait disposés à apprendre comment procéder à une préparation sécuritaire des aliments.	Des ateliers de formation peuvent être combinés à des cours de cuisine ou à la promotion de produits du secteur privé.

5.1. Éducation

L'éducation ou le transfert des connaissances en soi peut ne pas changer les comportements, comme nous l'avons mentionné plus haut, mais ils demeurent des éléments essentiels de toute approche multistratégique, notamment si on évite les conférences à démarche descendante. Lorsque les connaissances sont considérées comme un élément moteur du changement des comportements (ou l'absence de connaissances comme un obstacle au changement), il est important de reconnaître qu'il existe deux types de connaissances. Le premier, les connaissances pratiques ou logistiques, est essentiel pour adapter de nouveaux comportements (par exemple, comment préparer la bonne solution de chlore pour désinfecter les légumes). Le deuxième type de connaissances, l'explication scientifique des raisons pour lesquelles le changement de comportement est important (par exemple, comment fonctionne le chlore), peut ne pas être essentiel pour obtenir un changement de comportement, comme ce fut le cas pour la campagne de lavage des mains au Ghana (encadré 16.5).

5.2. Marketing social

Le marketing social est un outil important lorsque les arguments économiques ne fonctionnent pas. Même si les considérations sanitaires n'ont pas une grande valeur dans le groupe cible, les études sur le marketing social peuvent contribuer à identifier les avantages connexes valorisés, y compris des avantages commerciaux indirects, une meilleure estime de soi, un sentiment de confort ou de respect pour les autres. Les études doivent donc chercher des « valeurs (fondamentales) positives » que le principal public cible associe ou pourrait associer à l'innovation (Siegel et Doner Lotenberg, 2007). À titre d'exemple, si le fait d'utiliser un système d'irrigation au goutte à goutte pour une irrigation plus sécuritaire est valorisé, parce qu'il contribue à ce que l'utilisateur se sente « technologiquement avancé », les messages de marketing social et les stratégies de communication devraient renforcer cette association positive.

5.3. Mesures incitatives

Les mesures incitatives sont importantes lorsque les avantages ne sont pas directs, notamment lorsque les actions individuelles (comme des pratiques d'irrigation plus sécuritaires) sont davantage au service de la société (la santé publique) que de

Encadré 16.5 ÉTUDES DE MARKETING SOCIAL DANS LE CONTEXTE DE L'AFRIQUE OCCIDENTALE : « LA SANTÉ ENTRE VOS MAINS »

Une approche marketing a été appliquée dans le cadre d'une campagne nationale de lavage de mains au Ghana (« La santé entre vos mains »)³. Cette approche comportait l'utilisation de techniques de marketing professionnelles facilitées au moyen d'un partenariat public-privé pour faire la promotion de « produits socialement utiles » (dans ce cas, se laver les mains avec du savon) en créant la demande. La recherche sous-jacente a révélé deux principaux catalyseurs pour le lavage des mains avec du savon : le dégoût face à la saleté (le facteur beurk) et le fait de prendre soin d'un enfant. La protection contre les maladies n'était pas un élément de motivation important. La campagne de communication a donc été conçue de manière à évoquer le dégoût, sans mentionner les raisons de santé ni de maladie. La campagne a connu un assez bon succès : l'utilisation de savon après un passage aux toilettes a connu une hausse de 13 pour cent, et l'utilisation de savon avant de manger a augmenté de 41 pour cent (Curtis, 2002 ; Duhigg, 2008 ; Scott et coll., 2007).

« Une latrine désirée est une latrine utilisée »

Au Bénin, l'approche de marketing social a été utilisée pour améliorer l'assainissement. Les précédents projets d'assainissement dans les pays en développement ont souvent échoué, car ils se fondaient uniquement sur la construction subventionnée de latrines et l'éducation sanitaire sans créer de demande. La communauté cible n'avait pas changé ses habitudes établies (comme la défécation à ciel ouvert), ainsi les latrines sont restées inutilisées. Dans le cas du Bénin, une recherche a été réalisée pour découvrir ce qui incite les gens à investir dans une latrine et à l'utiliser. Les avantages sanitaires ne faisaient pas partie des dix premiers éléments déclencheurs, tandis que la sécurité, la dignité et le prestige comptaient parmi les cinq premiers (Martinsen, 2008).

3. Cette campagne a été mise sur pied par le Partenariat mondial public-privé pour le lavage des mains (<<http://www.globalhandwashing.org>>).

l'acteur. Dans le cadre du lavage de mains (encadré 16.5), la personne elle-même et sa famille tirent profit de cette action, il s'agit donc d'une association beaucoup plus étroite que pour un agriculteur qui ne consomme pas ses cultures. En ce qui concerne l'agriculteur, il est fort probable qu'il faille recourir à d'autres mesures incitatives (encadré 16.4). Les interactions entre les consommateurs et les vendeurs ont été identifiées comme un élément clé pour influencer les questions de sécurité alimentaire, à la fois comme un obstacle qui maintient la situation actuelle (une faible sensibilisation aux risques) et comme une source potentielle d'amélioration (si la sensibilisation est réussie) (voir l'encadré 16.2).

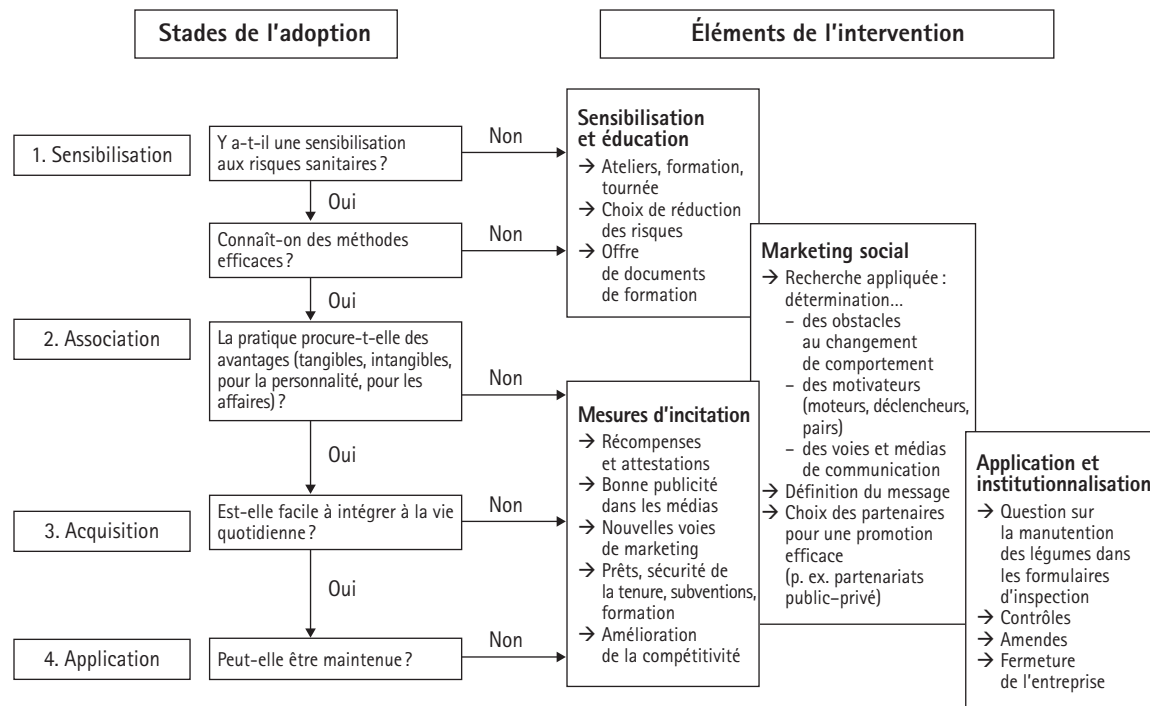
5.4. Règlements

Il faut des règlements pour institutionnaliser les nouvelles recommandations en matière de sécurité alimentaire. Lorsqu'ils sont mis à exécution, ces règlements fournissent le cadre juridique à la fois pour les mesures incitatives, comme les certificats, et les dissuasions, comme les frais. De nouvelles règles nécessitent aussi un renforcement des capacités. Afin d'intégrer les pratiques améliorées de manipulation des aliments dans les structures institutionnelles, on peut mettre à jour les formulaires d'inspection, offrir de la formation aux inspecteurs et aux vulgarisateurs et exercer une pression sur les restaurateurs sous forme de taxes punitives et, dans les cas extrêmes, fermer l'entreprise. Cependant, les règlements ne devraient pas s'inspirer de normes importées (théoriques), mais bien de normes réalisables localement parce que sinon ils ne présentent aucune valeur de mise en application pratique et peuvent favoriser la corruption. De cette manière, la réglementation et l'institutionnalisation peuvent contribuer à assurer la durabilité à long terme des changements de comportement, alors que les activités de promotion et d'éducation se limitent habituellement à une période particulière.

5.5. Mise en application

Selon différentes étapes individuelles des changements de comportement, de la sensibilisation initiale à l'association, l'acquisition et finalement la mise en application (figure 16.2), certains éléments de la campagne peuvent mieux convenir à certains individus ou groupes que d'autres, alors que globalement ils se complètent mutuellement. Une analyse présumant différents taux d'adoption a montré le potentiel du cadre proposé pour la campagne, de même que son rapport coût-efficacité (voir le chapitre 13). Il reste à réaliser une étude pour déterminer si le cadre offre des avantages par rapport aux autres stratégies potentielles visant le changement des comportements pour une meilleure sécurité alimentaire.

Figure 16.2 CADRE PROPOSÉ POUR LA CAMPAGNE MULTISTRATÉGIQUE EN VUE DE L'ADOPTION D'INTERVENTIONS SANS TRAITEMENT, DANS LES CHAMPS ET À L'EXTÉRIEUR DES CHAMPS, POUR RÉDUIRE LES RISQUES SANITAIRES DÉCOULANT DE L'IRRIGATION AVEC DES EAUX USÉES DANS LES RÉGIONS URBAINES DU GHANA



Source : D'après Roma et Jeffrey (2008), modifié par Karg (2008).

■ CONCLUSIONS

Les directives de l'OMS (2006) relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées recommandent une collaboration intersectorielle, des dialogues sur les politiques et l'élaboration des politiques comme éléments clés de leur mise en œuvre. C'est en effet nécessaire, mais insuffisant lorsqu'on ne peut se fier uniquement au traitement des eaux usées pour sauvegarder la santé. Mettre en œuvre les directives dans ces conditions signifie tout d'abord que certains acteurs le long de la voie d'exposition aux pathogènes doivent changer leurs comportements. De meilleures politiques et une éducation connexe constituent des jalons, mais souvent, elles ne provoquent pas le changement des comportements. Cette situation exige une intégration plus importante de la recherche en sciences sociales au sein des bastions de l'ingénierie et de l'épidémiologie pour s'occuper des principaux obstacles d'adoption, comme :

- Dans la plupart des cas, les pratiques recommandées pour améliorer la sécurité alimentaire ne se traduisent pas par des profits directs ou une réduction des coûts de production (elles peuvent même s'avérer plus coûteuses).
- Les niveaux d'instruction dans les pays en développement sont trop faibles pour comprendre les risques pour la santé publique et les responsabilités qui y sont associées.
- Les règlements en matière de sécurité sont souvent trop théoriques et ils ne correspondent pas aux capacités ou au contexte local.

En plus des efforts d'éducation et de réglementation, le marketing conventionnel et le marketing social peuvent jouer un rôle important pour comprendre et favoriser le changement des comportements, bien que chacun des concepts comporte des défis (Biran et Hagard, 2003 ; Cave et Curtis, 1999). Pour réussir, le marketing social a besoin de la recherche appliquée afin de comprendre les besoins, les aspirations, les valeurs et la vie de tous les jours des publics cibles, de même que leurs perceptions des facteurs qui pourraient les motiver ou les décourager à adopter les technologies recommandées. Cette recherche contribuera grandement à la conception d'une campagne sur la sécurité alimentaire qui est bien ciblée dans le cadre de toute politique qui appuie les directives de l'OMS dans les secteurs agricole et post-récolte.

■ RÉFÉRENCES

- Amoah, P. et coll. (2007a). « Irrigated urban vegetable production in Ghana: Microbiological contamination in farms and markets and associated consumer risk groups », *Journal of Water and Health*, vol. 5, n° 3, p. 455-466.
- Amoah, P. et coll. (2007b). « Effectiveness of common and improved sanitary washing methods in West Africa for the reduction of *coli* bacteria and helminth eggs on vegetables », *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, suppl. 2, p. 40-50.

- Amoah, P. et coll. (2009). « From world cafés to road shows: Using a mix of knowledge sharing approaches to improve wastewater use in urban agriculture », *Knowledge Management for Development Journal*, décembre 2009, vol. 5, n° 3, p. 246-262.
- Andreasen, A. L. (1995). *Marketing Social Change: Changing Behavior to Promote Health, Social Development, and the Environment*, San Francisco, Jossey Bass.
- Biran, A. et S. Hagard (2003). « *Hygiene promotion: Evidence and practice* », Londres, École d'hygiène publique et de médecine tropicale de Londres, <http://www.worldbank.org/html/fpd/water/rwsstoolkit/material/lsmmt_inception_310703.pdf>.
- Bloomfield, S. F. (2003). « Focus on home hygiene in developing countries », *International Scientific Forum on Home Hygiene*, Londres, École d'hygiène publique et de médecine tropicale de Londres.
- Burgers, L. et M. C. Boot (1988). *Hygiene Education in Water Supply and Sanitation Programmes*, La Haye, Centre international de l'eau et l'assainissement (IRC).
- Cave, B. et V. Curtis (1999). *Effectiveness of Promotional Techniques in Environmental Health*, Tâche n° 165, WELL Study, École d'hygiène publique et de médecine tropicale de Londres, Loughborough, Londres/Université de Loughborough.
- Chambers, R., A. Pacey et L. A. Thrupp (dir.) (1989). *Farmer First: Farmer Innovation and Agricultural Research*, Londres, Intermediate Technology Publications, 218 p.
- Curtis, V. (1988). *The Dangers of Dirt. Household, Hygiene and Health*, Thèse de doctorat, Wageningen, Université Wageningen.
- Curtis, V. (2002). *Health in Your Hands: Lessons from Building Public-Private Partnerships for Washing Hands with Soap*, Washington, WSP, LSHTM, Banque mondiale, AED, BNWP, UNICEF, <http://www.globalhandwashing.org/Publications/Attachments/WSP_H_Lessons_07Oct02.pdf>.
- Drechsel, P. et coll. (2000). « Increasing use of poultry manure in and around Kumasi, Ghana: Is farmers' race consumers' fate ? », *Urban Agricultural Magazine*, vol. 2, p. 25-27.
- Duhigg, C. (2008). « Changing the world, one lather at a time: "Yuck factor" boosts handwashing habits in Ghana campaign », *New York Times*, 20 juillet.
- Favin, M., G. Naimoli et L. Sherburne (2004). *Improving Health Through Behavior Change. A Process Guide on Hygiene Promotion*, Joint Publication 7, Washington, Environmental Health Project.
- Geest, S. van der (1998). « Akan shit: Getting rid of dirt in Ghana », *Anthropology Today*, vol. 14, n° 3, p. 8-12.
- Goewie, E. A. (2002). « Organic Production, what is it ? Certification », *Urban Agriculture Magazine*, n° 6, avril, p. 5-8, 17.
- Grier, S. et C. A. Bryant (2005). « Social marketing in public health », *Annual Review of Public Health*, vol. 26, p. 319-339.
- IWMI (2009). « Wastewater irrigation and public health: From research to impact – A road map for Ghana », Accra, rapport pour Google.org préparé par l'IWMI.
- Jeffrey, P. et R. A. F. Seaton (2004). « A conceptual model of "Receptivity" applied to the design and deployment of water policy mechanisms », *Journal of Integrative Environmental Sciences*, vol. 1, n° 3, p. 277-300.
- Karg, H. (2008). *From Food Contamination to Food Safety. Analysing Options for Behaviour Change in Urban Ghana*, thèse, Institut de géographie, Université de Freiburg, 73 p.
- Keraita, B., P. Drechsel et F. Konradsen (2008). « Perceptions of farmers on health risks and risk mitigation measures in wastewater-irrigated urban vegetable farming in Ghana », *Journal of Risk Research*, vol. 11, n° 8, p. 1047-1061.

- Knox, B. (2000). « Consumer perceptions and understandings of risk from food », *British Medical Bulletin*, vol. 56, n° 1, p. 97-109.
- Martinsen, C. (2008). « Social marketing in sanitation – More than selling toilets », *Stockholm Water Front*, n° 1, p. 14-16.
- Maxwell, D. et coll. (2000). « Urban livelihood and food and nutrition security in greater Accra, Ghana », *Institut international de recherche sur les politiques alimentaires, Rapport 112*, Washington, IFPRI.
- Nicolas, B. et coll. (2007). « Street-vended foods improvement : Contamination mechanisms and application of Food Safety Objective Strategy : Critical review », *Pakistan Journal of Nutrition*, vol. 6, n° 1, p. 1-10.
- Nutbeam, D. et E. Harris (2004). *Theory in a Nutshell. A Practical Guide to Health Promotion Theories*, 2^e édition, Sydney, McGraw-Hill.
- Obuobie, E. et coll. (2006). *Irrigated Urban Vegetable Production in Ghana: Characteristics, Benefits and Risks*, Accra, IWMI-RUAF-CPWF, IWMI.
- OMS (1996). *Essential Safety Requirements for Street-Vended Foods*, édition révisée, Unité de la sécurité alimentaire, Division de l'alimentation et de la nutrition, Genève, Organisation mondiale de la santé, 36 p.
- OMS (2002). *OMS Global Strategy for Food Safety: Safer Food for Better Health*, Genève, Organisation mondiale de la santé, <http://www.who.int/foodsafety/publications/general/en/strategy_en.pdf>.
- OMS (2004). « Fact sheet 3: The informal food trade », Genève, Organisation mondiale de la santé, <http://www.afro.who.int/des/fos/afro_codex-fact-sheets/fact3_street-foods.pdf>.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Probst, L. (2008). *Vegetable Safety in Urban Ghana. A Case-Study Analysis of Consumer Preferences*, mémoire de maîtrise en sciences, Vienne, Université de Vienne, 171 p.
- Raschid-Sally, L. et P. Jayakody (2008). « Drivers and characteristics of wastewater agriculture in developing countries: Results from a global assessment, Colombo, Sri Lanka », *IWMI Research Report 127*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau, 35 p.
- Rheinländer, T. et coll. (2008). « Keeping up appearances: Perceptions of street food safety in urban Kumasi, Ghana », *Journal of Urban Health*, vol. 85, n° 6, p. 952-964.
- Roma, E. et P. Jeffrey (2008). « Multidimensional gap analysis to diagnose innovation adoption in the sanitation sector of LDCs », document présenté à la conférence internationale sur les nouveaux concepts d'assainissement et des modèles de gouvernance, Wageningen, 19 au 21 mai 2008.
- Scott, B. et coll. (2007). « Health in our hands, but not in our heads: Understanding hygiene motivation in Ghana », *Health Policy and Planning*, vol. 22, n° 4, p. 225-233.
- Siegel, M. et L. Doner Lotenberg (2007). *Marketing Public Health: Strategies to Promote Social Change*, 2^e édition, Boston, Jones and Bartlett Publishers.
- Simmons, L. et S. Scott (2007). « Health concerns drive safe vegetable production in Vietnam », *LEISA*, vol. 9, n° 3, p. 15-16.
- UNICEF et LSHTM (1999). *Towards Better Programming. A Manual on Hygiene Promotion, Water, Environment and Sanitation Technical Guidelines Series*, n° 6, New York, UNICEF et LSHTM.
- Yahaya, I. et M. Kinane (2009). Étude sur la volonté de payer soutenue par l'IWMI et la FAO au Ghana (données non publiées).

Mobiliser les connaissances et les perceptions des agriculteurs pour réduire les risques sanitaires de l'agriculture irriguée avec des eaux usées

Bernard Keraita, Pay Drechsel, Razak Seidu, Priyanie Amerasinghe, Olufunke O. Cofie et Flemming Konradsen

■ RÉSUMÉ

Ce chapitre aborde la nécessité de comprendre les connaissances et les perceptions des agriculteurs au sujet des risques sanitaires et des mesures de réduction des risques pour l'élaboration de stratégies de gestion mutuellement acceptables. S'appuyant sur des études provenant de différents pays, ce chapitre montre qu'il n'est pas réaliste de s'attendre à une sensibilisation élevée par rapport aux risques. Dans les cas où les agriculteurs sont conscients des risques sanitaires, ils évaluent les mesures d'atténuation en fonction de leur effet global sur l'efficacité du travail et le rendement des cultures, plutôt qu'uniquement en fonction des avantages potentiels pour la santé. Le chapitre fait valoir que, pour réussir des mesures de réduction des risques aux champs, il convient d'intégrer les besoins et les contraintes des agriculteurs dans la formulation des pratiques recommandées. Cela peut se faire au moyen de processus indigènes, mais peut être soutenu par des approches participatives mises en œuvre aux champs où les agriculteurs et les scientifiques travaillent ensemble à l'élaboration de mesures de réduction des risques. Une première étape importante est l'identification des indicateurs de problème communément acceptés. Lorsque les avantages sanitaires pour les agriculteurs ou les consommateurs ne sont pas des raisons suffisantes pour

adopter des pratiques plus sûres, d'autres éléments déclencheurs doivent être identifiés ainsi que des voies de communication appropriées pour assurer une sensibilisation efficace.

■ INTRODUCTION

Une grande variété de mesures existe pour réduire les risques sanitaires liés à l'utilisation des eaux usées et d'excrétas humains en agriculture. Mis à part le traitement conventionnel des eaux usées, les agriculteurs peuvent jouer un rôle important dans une approche à barrières multiples. Certaines des mesures mises en œuvre aux champs pour la réduction des risques sanitaires sont présentées au chapitre 10 de ce livre. Pour parvenir à une adoption massive et une protection complète de la santé des agriculteurs et des consommateurs, il faut que les agriculteurs constatent les risques. Sans sensibilisation aux risques, il sera très difficile de promouvoir un changement de comportement vers des pratiques plus sécuritaires. De plus, des mesures incitatives peuvent être nécessaires, particulièrement dans les domaines des risques sanitaires où les avantages à court terme passent peut-être inaperçus, alors que les mesures recommandées peuvent même nécessiter des ressources supplémentaires ou de réduire le rendement des cultures dans une certaine mesure (voir le chapitre 16). Les projets de conservation des sols font généralement face à des défis similaires (Sanders et coll., 1999).

Il est rarement possible de transférer les recommandations « standard » existantes pour les mesures de gestion des risques directement dans les champs des agriculteurs. Ni les systèmes d'irrigation au goutte à goutte, ni les périodes d'arrêt recommandées conviendront automatiquement aux conditions locales, comme la densité des cultures, la qualité des eaux usées ou le besoin en eau des cultures. Plusieurs technologies nécessitent un suivi analytique et des outils d'évaluation au-delà des capacités techniques et financières de la plupart des agriculteurs, en particulier dans les pays en développement. Par conséquent, il est essentiel que l'élaboration d'évaluations des risques et de mesures d'atténuation des risques vise à associer activement les agriculteurs au processus. Idéalement, les méthodes de réduction des risques et l'évaluation des performances devraient aller de pair de façon à ce que les agriculteurs puissent voir les avantages. La meilleure façon pour ce faire est d'utiliser par exemple des indicateurs d'un commun accord. De nombreuses études ont montré que les interventions aux champs ont largement échoué en raison du manque de participation des agriculteurs, notamment dans les pays pauvres en ressources (Collinson, 2000; Drechsel et Gyiele, 1998).

La connaissance et la sensibilisation aux risques influencent grandement la manière dont ils sont perçus et gérés (Peres et coll., 2006; Stewart-Taylor et Cherries, 1998). La sensibilisation peut être fondée sur l'expérience pratique, mais les agriculteurs incorporent aussi de nouveaux renseignements et concepts

glanés auprès de leurs collègues, des vulgarisateurs agricoles, dans le cadre de stages de terrain, auprès des agrofournisseurs, des médias, des agents de développement et d'autres ressources dans leur base de connaissances. Ce chapitre passe en revue les connaissances et les perceptions des agriculteurs envers les risques sanitaires associés aux eaux usées et aux excréta humains à partir de différentes études de cas, en mettant davantage l'accent sur le cas du Ghana. Il examine aussi la manière dont ces connaissances peuvent servir à influencer le changement des comportements vers l'adoption de mesures de réduction des risques sanitaires.

■ 1. RISQUES SANITAIRES : PERCEPTIONS DES AGRICULTEURS ET PREUVES SCIENTIFIQUES

1.1. Utilisation des eaux usées

Il existe des preuves épidémiologiques accablantes selon lesquelles l'utilisation des eaux usées et des excréta pose des risques sanitaires importants si elle s'effectue sans pratiques efficaces de gestion des risques. Plusieurs études montrent que le risque le plus important pour les travailleurs agricoles en matière d'agriculture irriguée avec des eaux usées provient d'infections aux nématodes intestinaux et pour les consommateurs des produits, d'infections bactériennes (Blumenthal et Peasey, 2002 ; Shuval et coll., 1986). Toutefois, des études de perception révèlent que les agriculteurs sont généralement satisfaits de leurs sources d'eaux usées et qu'ils ne perçoivent pas l'irrigation avec des eaux usées comme un risque sanitaire important.

D'ordinaire, d'autres contraintes agricoles sont classées plus haut sur la liste des priorités que toute question de santé, et parmi les menaces sanitaires perçues, on accorde plus d'importance à celles qui ne sont pas associées aux eaux usées (Weldesilassie et coll., 2010 ; Obuobie et coll., 2006 ; Ouedraogo, 2002). Ainsi, il n'y a souvent pas de différences significatives dans la perception des risques entre les agriculteurs utilisant différentes qualités d'eau, comme on peut le constater à Accra et à Ouagadougou (Gbewonyo, 2007 ; Gerstl, 2001), même si des évaluations quantitatives des risques microbiens (EQRM) prévoient des différences marquées (Seidu et coll., 2008). Les agriculteurs qui sont conscients des risques sanitaires potentiels associés à l'utilisation de sources d'eau polluée semblent percevoir ces risques comme étant faibles et semblent prêts à accepter ces risques en raison des avantages économiques de cette utilisation des eaux polluées et de l'inaccessibilité à d'autres sources d'eau (Gbewonyo, 2007 ; Obuobie et coll., 2006). De plus, les risques potentiels pour les consommateurs sont habituellement remis en question, bien qu'il soit difficile d'obtenir des réponses impartiales. Comparé à la consommation d'aliments irrigués avec des eaux usées, les agriculteurs accordent plus d'importance aux risques professionnels qui ont une incidence sur leur rendement au travail (Keraita et coll., 2008a,

Knudsen et coll., 2008)¹. Cette prise de conscience se traduit néanmoins rarement par l'adoption de mesures de protection (Keraita, 2002 ; Obuobie et coll., 2006). Dans la plupart des cas, les agriculteurs pensent que les vêtements de protection sont inappropriés dans les climats chauds et qu'ils ne sont pas nécessaires, en raison du faible niveau de risque perçu (Weldesilassie et coll., 2010).

Weldesilassie et coll. (2010) ont présenté une étude intéressante, dans le cadre de laquelle ils font la comparaison du risque perçu entre des agriculteurs urbains utilisant des eaux usées et des agriculteurs ruraux utilisant de l'eau propre. Les résultats se sont avérés totalement contraires aux attentes et cela révèle les défis que doivent relever de telles études de perception (tableau 17.1). La raison dans ce cas, comme dans bien d'autres, est la nécessité de voir l'agriculteur dans son contexte. Les agriculteurs qui irriguaient leurs cultures au moyen d'eaux usées vivaient davantage dans les villes, semblaient plus instruits, ont montré un niveau élevé d'hygiène et leur situation de logement était meilleure, compte tenu de l'accès à l'eau courante, d'installations sanitaires et du nombre de personnes par chambre (Weldesilassie et coll., 2010).

Tableau 17.1 PRÉVALENCE DES MALADIES PERÇUES CHEZ LES AGRICULTEURS TRAVAILLANT SUR DES EXPLOITATIONS IRRIGUÉES À L'INTÉRIEUR ET AUX ENVIRONS D'ADDIS ABEBA

Maladies perçues	Prévalence (%) ^a	
	Zone des eaux usées (n = 240)	Zone des eaux douces (n = 175)
Douleur intestinale	18,5	51
Diarrhée	6	49
Infection cutanée	0,5	4

^a Toutes les différences entre les deux groupes étaient significatives à < 1 %.

Source : Weldesilassie et coll. (2010).

Des études menées à Nairobi ont révélé que les agriculteurs qui utilisent des eaux usées étaient préoccupés par la qualité de leur eau et de son potentiel à causer des maladies (Kilelu, 2004). Cependant, les perceptions des agriculteurs du lien entre l'utilisation d'eaux usées et les maladies entériques variaient. Certains agriculteurs ont rejeté la possibilité de conséquences sanitaires négatives découlant de la manipulation d'eaux usées ou de la consommation de cultures irriguées avec des eaux usées, et ils ont mentionné d'autres mesures pour la sécurité des aliments, comme la cuisson. En outre, la plupart des agriculteurs ont

1. Lorsque des légumes exotiques sont cultivés à des fins commerciales, les agriculteurs ne les consomment généralement pas et peuvent ne pas être conscients de leurs répercussions sanitaires potentielles à partir de leurs propres expériences (Drechsel et coll., 2006).

indiqué qu'ils ont l'habitude de laver leurs produits avant consommation ; mais les chercheurs ont observé sur le terrain que les produits étaient consommés sans être lavés. Certains ont estimé avoir développé une immunité au fil des années d'exposition. L'opinion des agriculteurs au sujet des maladies entériques était que leur apparition était normale et pas nécessairement associée à leur utilisation des eaux usées. Il est significatif de constater qu'environ 80 pour cent des agriculteurs sondés ne percevaient pas que l'utilisation d'eaux usées les rendait plus vulnérables aux maladies entériques. Mais une enquête sur des maladies particulières a révélé que la préoccupation principale de la majorité des agriculteurs en matière de santé était l'irritation cutanée. Même si les agriculteurs étaient conscients des effets négatifs potentiels des eaux usées sur la santé, ils ont continué à les utiliser, car il n'y avait pas d'autre eau disponible pour l'agriculture.

À Pikine, au Sénégal, les agriculteurs ont classé la malaria, les infections parasitaires, la dermatite et la fatigue au premier rang des maladies qu'ils avaient eues au cours de l'année précédente. Environ 70 pour cent des agriculteurs ont déclaré qu'ils n'avaient personnellement pas souffert de maladies associées aux eaux usées (Chaudhuri, 2008). En comparaison, les statistiques sanitaires du district de Pikine ont indiqué que la malaria, la dermatite, les infections parasitaires, l'hypertension artérielle, la diarrhée et l'anémie étaient les six maladies les plus courantes pour tous les âges. Fait intéressant, la diarrhée n'a pas été citée parmi les agriculteurs comme un problème de santé, peut-être en raison de son incidence et de sa gravité plus importantes auprès des enfants. Il est aussi possible que la sous-déclaration des épisodes de diarrhée soit causée par des tabous culturels, puisque des selles liquides ne sont peut-être pas dignes de mention.

Une étude antérieure menée par Niang (2002) a permis de découvrir une prévalence considérablement plus élevée d'*Ascaris* parmi les agriculteurs qui utilisent des eaux usées (75 pour cent) que chez les agriculteurs qui utilisent une eau souterraine peu profonde (21 pour cent), alors qu'environ la même proportion de chaque groupe (46 à 48 pour cent) ne voyait pas de lien avec l'utilisation des eaux usées. Cela donne à penser que bon nombre de ces agriculteurs peuvent avoir été infectés par des parasites sans le savoir.

Bien que cette situation dresse un bilan pessimiste de la sensibilisation aux risques, elle peut changer. Dans le cas du Ghana, par exemple, un certain nombre de projets sur les eaux usées et l'atténuation des risques qui y est associée ont eu une grande influence sur les connaissances des agriculteurs, tandis que différents médias ont demandé aux décideurs d'agir (Obuobie et coll., 2006). Avec ou sans la perception de leurs propres risques, les agriculteurs ont senti la pression de réagir, au moins pour éviter la confrontation et courir le risque de perdre leur commerce.

L'invisibilité des pathogènes et l'absence de lien établi entre les symptômes des maladies potentielles et l'exposition montrent la nécessité d'une entente mutuelle sur les indicateurs de risque. Alors que la plupart des recherches ont

porté sur les infections aux helminthes et les maladies diarrhéiques comme risques sanitaires professionnels dans le domaine de l'agriculture avec des eaux usées, il faudra enquêter davantage pour lier les infections cutanées à des polluants aquatiques précis (Trang et coll., 2007). Des études menées au Népal, au Cambodge, en Inde, au Pakistan et au Vietnam ont fortement associé les maladies cutanées au contact avec des eaux usées non traitées (Keraita et coll., 2008b).

■ 2. UTILISATION D'EXCRÉTAS HUMAINS

Les perceptions des agriculteurs qui utilisent des excréta humains frais dans le sud du Ghana sont présentées au tableau 172. Les agriculteurs ont demandé aux conducteurs des camions de vidange des fosses septiques de décharger leur contenu dans leurs champs (Cofie et coll., 2009). La plupart des agriculteurs associaient l'utilisation d'excréta à une plus grande productivité agricole. Les utilisateurs ont mentionné que les odeurs nauséabondes émanant des excréta étaient un problème majeur, et c'était aussi la raison pour laquelle ceux qui ne les utilisaient pas étaient réticents à le faire sur leurs terres. Les utilisateurs d'excréta n'avaient pas l'impression que cela contaminait les aliments, tel qu'indiqué par la valeur indice négative élevée de $-0,93$ pour les utilisateurs (tableau 172), qui est très différente de l'indice moyen pondéré de $-0,26$ pour les non-utilisateurs. Toutefois, l'évaluation des agriculteurs avait un bon fondement, puisque sur le site à l'étude, les excréta étaient utilisés principalement pour le maïs et non pour les légumes. Après l'exposition au soleil, les excréta séchés sont labourés dans les sols avant de procéder à la plantation. Néanmoins, sur les 11 variables définies qui ont potentiellement une incidence sur la décision des agriculteurs d'utiliser des excréta, seuls le risque pour la santé et la perte de revenus sont apparus comme des influences négatives sur la probabilité d'utiliser des excréta.

Dans le nord du Ghana, où l'utilisation des excréta jouit d'une plus longue tradition, les agriculteurs qui utilisent des excréta humains les associaient à des infections cutanées, à la diarrhée, au piéti et aux vomissements (Seidu et coll., 2009). Les agriculteurs établissaient la relation entre des épisodes de vomissements et la forte odeur qui se dégageait des excréta d'origine humaine, et les infections cutanées à la manipulation de boues relativement humides. Les excréta séchés (durcis) et les boues inodores, quelle que soit la durée du traitement, ont été, d'autre part, considérés par les agriculteurs comme sans risque pour la santé. Il n'y avait aucune objection à manipuler ces excréta durcis à mains nues, y compris ceux séchés durant une courte période de temps. Une EQRM de tels « paquets de boues » dans 40 sites de séchage des boues de vidange à Tamale a révélé un risque élevé d'infections à *Ascaris* et virales pour les agriculteurs, au-dessus du risque tolérable d'infection de l'OMS d'une infection par 10 000 personnes par année (Seidu et coll., 2009).

Tableau 17.2 PERCEPTION DES AGRICULTEURS DE L'UTILISATION DES EXCRÉTAS HUMAINS EN AGRICULTURE

Facteurs	IMP ^a des utilisateurs	IMP des non-utilisateurs	Test t	Valeur p
Les excréta sont bons pour la structure du sol	1,47	0,63	3,99	0,000
Les excréta constituent une source importante d'éléments nutritifs	1,40	0,76	3,50	0,001
Les excréta causent des problèmes d'odeur	1,50	1,60	1,04	0,302
Les excréta présentent des risques sanitaires	0,50	0,70	0,20	0,839
Les excréta ne sont pas bons pour l'environnement	0,60	0,77	0,99	0,322
Les excréta provoquent la contamination des aliments	-0,93	-0,26	2,49	0,042
Les excréta utilisés sur les fermes sont de qualité inférieure (perception de leur apparence visuelle)	0,33	0,90	3,64	0,001

^a IMP = indice moyen pondéré.

Source : Cofie et coll. (2009).

3. FACTEURS QUI INFLUENCENT LA PERCEPTION DES RISQUES SANITAIRES DES AGRICULTEURS

Il est largement reconnu et accepté que les agriculteurs et les spécialistes des risques sanitaires perçoivent les risques différemment (Lazo et coll., 2000). Comprendre ces différences constitue une étape importante dans l'élaboration et la promotion de meilleures pratiques et technologies. Quelles sont les causes de ces différences et comment les minimiser pour améliorer l'adoption de pratiques sécuritaires ? Dans les études sur la perception des risques menées au Ghana, un certain nombre de raisons, y compris celles associées aux processus, ont été identifiées.

3.1. Expérience des agriculteurs en matière de réutilisation des déchets

Les études montrent que la période depuis laquelle les agriculteurs travaillent dans ce domaine peut influencer leurs connaissances et leurs perceptions des risques sanitaires. Dans le nord du Ghana, les agriculteurs ayant une longue expérience dans l'épandage d'excrétas humains ont pu mieux identifier les maladies associées aux excréta humains mal traités que ceux qui ont peu d'expérience en la matière (Seidu et coll., 2009). À Kumasi et à Accra, les agriculteurs possédant le plus d'expérience dans l'utilisation d'eaux usées en agriculture classaient généralement les risques à un niveau inférieur par rapport à ceux qui travaillaient dans le domaine depuis moins de deux ans (Keraita et coll., 2008a).

3.2. Niveau de connaissance des risques

En raison du niveau d'instruction des communautés agricoles, la plupart des agriculteurs n'avaient pas de connaissances approfondies sur les causes des problèmes sanitaires et les facteurs de risque pour la santé. Cette lacune touche particulièrement les risques sanitaires « invisibles » comme les pathogènes. La formation sur les risques sanitaires de l'irrigation avec des eaux usées n'a pas été intégrée aux programmes d'enseignement, ni à ceux des vulgarisateurs agricoles, en raison de la nature informelle de cette pratique et de son importance relativement peu élevée à l'échelle nationale. Quoiqu'il en soit, on a constaté une augmentation des connaissances, de la sensibilisation et de l'intérêt pour les questions liées aux risques sanitaires et à l'atténuation des risques là où les agriculteurs en étaient informés, principalement par le biais de projets de recherche.

3.3. Source des connaissances

Les perceptions varient selon la manière dont les gens acquièrent leurs connaissances. En ce qui concerne les risques sanitaires, il y a différentes sources possibles et elles ne sont pas toutes appropriées. Au Ghana, les médias ont été l'une des principales sources de connaissances pour les agriculteurs et ont aussi façonné une grande partie de leurs perceptions des risques. Comme observé dans d'autres études, les médias peuvent créer des messages complexes au sujet des risques, mais ils peuvent aussi amplifier ou atténuer les risques (Boholm, 1998). Les médias ghanéens par exemple ont fondamentalement condamné les pratiques et amplifié les risques (Obuobie et coll., 2006). Bien qu'on doive décourager les messages complexes et l'amplification des risques, il ne faut pas non plus encourager des pratiques risquées. Essentiellement, il faudrait qu'il y ait un équilibre dans la présentation des messages sur les risques pour les agriculteurs afin d'assurer qu'ils sont bien évalués pour susciter un changement vers des pratiques plus sécuritaires qui sont nécessaires à la protection de la santé.

3.4. Niveaux de vie des agriculteurs

De nombreux agriculteurs vivent dans des habitations pauvres où les conditions sanitaires sont insalubres, souvent avec un accès limité à l'eau potable. Dans de telles circonstances, l'environnement immédiat influence les perceptions, établissant des attitudes et des normes en vertu desquelles ils vivent au jour le jour, comme l'a aussi montré le cas signalé en Éthiopie (Weldesilassie et coll., 2010). Dans ce contexte, l'irrigation avec des eaux usées peut ne pas susciter d'attention particulière. Les normes communes influencent également les chercheurs, qui peuvent avoir grandi selon des normes sanitaires différentes et qui sont maintenant mis au défi de mener des entrevues impartiales. Au demeurant, étant exposés à différents niveaux de normes sanitaires, les scientifiques et les agriculteurs peuvent avoir de la difficulté à s'entendre sur des indicateurs communs pour les

maladies à associer avec l'exposition aux eaux usées ou aux excréta aux champs. Des études épidémiologiques détaillées seront nécessaires pour montrer la fraction attribuée aux différents facteurs de risques.

3.5. Stratégies défensives

Les résultats des entrevues peuvent être faussés si les agriculteurs ressentent le besoin d'élaborer des stratégies défensives pour montrer que leurs pratiques sont sécuritaires et pour ainsi ne pas mettre en péril leur entreprise, ou pour qu'ils ne soient pas perçus comme propagateurs de risques pour la santé publique au sein de la communauté. Les perceptions négatives de la part des enquêteurs, du public, ou encore le harcèlement des autorités et des médias, peuvent conduire les agriculteurs à créer des stratégies défensives pour sous-estimer consciemment les risques sanitaires associés à leur pratique. On a constaté des réactions similaires parmi des utilisateurs de pesticides au Brésil (Peres et coll., 2006). Un tel déni et de telles stratégies défensives peuvent considérablement entraver la communication des risques et sont difficiles à distinguer de la perception faible des risques associée aux conditions de vie insalubres. Il est donc essentiel d'instaurer la confiance parmi les membres de la communauté et des vendeurs pour toute communication des facteurs de risque (Siegrist, 2000). Ce fait est appuyé par une étude connexe menée sur la vente d'aliments de rue, où l'achat d'aliments reposait principalement sur la confiance accordée au vendeur, puisqu'aucun indicateur fiable n'existait pour évaluer réellement la salubrité des aliments. Par conséquent, la confiance devient également une nécessité là où il n'y a aucun autre paramètre d'évaluation (Rheinländer et coll., 2008).

L'opposé d'une stratégie défensive se produit également lorsque les agriculteurs s'attendent à une aide extérieure et exagèrent par conséquent leurs problèmes.

■ 4. CONNAISSANCES ET PERCEPTIONS DES AGRICULTEURS AU SUJET DES MESURES DE RÉDUCTION DES RISQUES SANITAIRES

Évaluer les perceptions des agriculteurs nécessite des aptitudes à écouter et des méthodes objectives. Ces dernières doivent être soigneusement élaborées selon les contextes sociaux et culturels différents, par la compréhension de l'environnement et l'accès à l'information que les agriculteurs peuvent avoir. Il est très important de comprendre les connaissances et les perceptions des agriculteurs au sujet des mesures de réduction des risques, particulièrement les facteurs qu'ils utilisent pour évaluer si les technologies sont appropriées pour eux. Cette évaluation à savoir si une mesure est appropriée ne comporte pas une réponse positive ou négative absolue. Elle consiste généralement en un classement des mesures, de la plus appropriée à la moins appropriée, en fonction de différents

critères. Savoir comment recueillir ces perceptions, les traduire en critères pour évaluer les mesures de réduction des risques et les classer par rapport à d'autres mesures est une compétence que doivent perfectionner les chercheurs.

Au Ghana, les agriculteurs qui utilisent des eaux usées ont participé à l'identification de leurs propres mesures de réduction des risques (Keraïta et coll., 2008a), qui sont présentées au tableau 17.3. Ces mesures sont très différentes de celles suggérées dans les directives de l'OMS (2006), comme le traitement conventionnel des eaux usées, des restrictions relatives aux cultures, la conduite des programmes pour la santé et un contrôle de l'exposition des humains. Cela s'explique du fait qu'alors que les mesures proposées par l'OMS reposent uniquement sur des objectifs de santé, à savoir l'efficacité de la réduction des niveaux de pathogènes dans l'eau d'irrigation ou sur les cultures, les agriculteurs étaient davantage préoccupés par des facteurs de risques associés à leur commerce, comme la perte de rendement ou de revenus, le niveau d'investissement requis (en capital, en main-d'œuvre et en terres) et les questions foncières. En règle générale, les agriculteurs préféraient seulement de légers changements dans leurs pratiques actuelles ou ceux qui nécessitaient de faibles investissements. Des résultats semblables ont été signalés dans d'autres études menées auprès de communautés à faibles ressources (Avila et Jabbar, 1992; Marenja et Barrett, 2007) et à la suite d'essais participatifs aux champs en général (Drechsel et Gyiele, 1998; Drechsel et coll., 2005). Les scientifiques devraient par conséquent aborder les facteurs de risque particuliers selon une perspective multi-risque intégrée pour être en accord avec la prise de décisions des agriculteurs.

Une autre dimension importante dans les études sur la perception des risques a été soulignée par Knudsen et coll. (2008) dans le cadre d'une étude à Hanoi. Les auteurs ont montré que l'utilisation de vêtements de protection variait selon le genre. Plus de femmes portaient des gants et des bottes de protection que les hommes, et de façon plus constante qu'eux. Les différences ont été principalement attribuées à la répartition des tâches particulières à chaque sexe aux champs, où les hommes se déplaçaient beaucoup plus que les femmes. Quoi qu'il en soit, les deux groupes trouvaient que les vêtements protecteurs entravaient leur travail. Ces observations ont aussi été faites dans le cadre d'études réalisées en Éthiopie et au Ghana auprès d'agriculteurs utilisant des eaux usées (Weldesilassie et coll., 2010; Obuobie et coll., 2006) ou des excréta humains (Seidu et coll., 2009). Dans l'étude du Ghana, qui comptait la participation de 138 maraîchers à Accra qui utilisaient des eaux usées, seuls 19 pour cent d'entre eux portaient des vêtements de protection, principalement des bottes et des gants, lorsqu'ils procédaient à l'irrigation (Obuobie et coll., 2006). Dans certains cas, les agriculteurs portaient des vêtements de protection non pas à cause des risques sanitaires, mais plutôt pour se protéger contre le froid et les blessures physiques (Knudsen et coll., 2008).

**Tableau 17.3 MESURES IDENTIFIÉES PAR LES AGRICULTEURS
POUR RÉDUIRE LES RISQUES SANITAIRES
LORS DE L'IRRIGATION AVEC DES EAUX USÉES**

Mesures identifiées par les agriculteurs seulement	Mesures identifiées à la suite de discussions avec des scientifiques
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Offrir une eau d'irrigation sécuritaire comme l'eau souterraine peu profonde. ▪ Protéger les sources d'eau. ▪ Traiter l'eau avec des produits chimiques. ▪ Filtrer l'eau d'irrigation. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Laisser décanter l'eau des sources d'irrigation et ne pas y marcher. ▪ Arroser les racines et non les feuilles. ▪ Utiliser les bonnes quantités d'eau. ▪ Réduire l'aspersion des particules du sol sur les légumes.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Porter des bottes lorsqu'on marche dans des sources d'eau. ▪ Traiter les sols contre les pathogènes. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Utiliser un fumier bien composté au bon moment. ▪ Porter des gants lorsqu'on épand le fumier. ▪ Cesser l'irrigation quelques jours avant la récolte.

5. MESURES DE GESTION DES RISQUES SANITAIRES UTILISÉES PAR LES AGRICULTEURS

En général, les agriculteurs font leurs propres expériences et réagissent aux risques qu'ils perçoivent pour leur production, comme les attaques des ravageurs, la pénurie de l'eau ou la disponibilité réduite de terres (fertiles) et de main-d'œuvre (Mutsaers et coll., 1997). Parmi les éléments déclencheurs de changement, les risques sanitaires n'occupent pas une place importante, ce qui n'est pas surprenant, compte tenu de la faible sensibilisation quant aux risques sanitaires. Malgré tout, des mesures de réduction des risques sanitaires peuvent être adoptées si elles sont bien « vendues » (voir le chapitre 16 sur le marketing social), ou si elles touchent d'autres facteurs que les préoccupations sanitaires. Un exemple est l'offre de systèmes d'irrigation au goutte à goutte qui permettent d'économiser l'eau tout en évitant l'exposition des agriculteurs et des cultures aux pathogènes.

Cependant, la faible qualité de l'eau peut être un sujet de préoccupation pour les agriculteurs, même s'ils ne perçoivent pas les éléments qui nuisent à la santé. Il peut s'agir de la salinité des eaux usées qui ont une incidence sur le rendement des cultures, de quantités élevées de débris organiques et de déchets qui bloquent les conduites, les pompes et les arrosoirs, ou simplement d'odeurs nauséabondes. Ainsi, dans de nombreux cas, on a constaté que les agriculteurs élaboraient des stratégies et des innovations pour s'adapter à la dégradation de la qualité de l'eau afin de maintenir ou d'accroître le rendement et de réduire d'autres compromis négatifs, y compris les problèmes sanitaires. Les innovations qui visent à diminuer les intrants comme la main-d'œuvre, tout en réduisant les risques sanitaires, présentent un intérêt particulier, telle l'irrigation à la raie par rapport à l'irrigation par aspersion avec des arrosoirs. Cela peut servir de point

de départ à des avantages mutuels. Voici quelques autres exemples de pratiques paysannes de gestion des eaux usées, qui offrent en partie un effet direct ou indirect sur les risques sanitaires.

5.1. Hyderabad, en Inde

Les agriculteurs alternent l'utilisation d'eau souterraine avec des eaux usées, selon le stade de croissance des plantations. Cela a permis d'augmenter le rendement tout en diminuant les attaques de ravageurs contre les cultures et les infections parmi les travailleurs agricoles. Les agriculteurs ont tendance à choisir des cultures plus tolérantes aux eaux usées, remplaçant graduellement le riz paddy par des cultures fourragères qui sont plus tolérantes à la salinité élevée induite par les eaux usées, tout en offrant une valeur élevée sur le marché.

5.2. Dakar, au Sénégal

Dans les zones où les eaux usées non traitées présentent une faible salinité par rapport à d'autres sources d'eau dans la région, comme sur les sites agricoles le long des côtes, les agriculteurs utilisent des eaux usées pour diluer les concentrations de sel dans des cuvettes plus larges et des étangs artificiels remplis d'eau souterraine saline. Cela offre l'avantage simultané de diluer les autres contaminants qui se trouvent dans les eaux usées. Cette mesure, telle qu'observée à Pikine, l'un des sites de maraîchage les plus importants de Dakar, a permis de transformer deux ressources non convenables en un bien précieux.

5.3. Accra, au Ghana

Les agriculteurs ont bloqué des conduites d'eaux usées avec une série de sacs de sable pour créer des étangs d'où ils pouvaient plus facilement recueillir l'eau à l'aide d'arrosoirs ou de pompes, créant simultanément une cascade de pièges à œufs de vers et d'étangs de décantation, avec un effet évident sur les niveaux de pathogènes (IWMI, 2008).

5.4. Dakar, au Sénégal, et Lomé, au Togo

Les agriculteurs ont fixé des toiles moustiquaires sur les trous d'entrée de leurs arrosoirs pour ne pas laisser passer les débris. Cela a permis en même temps de réduire l'entrée des pathogènes fixés aux matières organiques flottantes, notamment les excréta.

5.5. Nord du Ghana

Les agriculteurs utilisent deux méthodes de séchage au soleil, l'épandage aléatoire et le compostage dans des fosses pour traiter les boues de vidange et les transformer en paquets durcis et inodores. Le choix du moment pour le traitement (le séchage) se situe principalement durant la saison sèche, où les

températures sont élevées, ce qui favorise la déshydratation des boues. Cela s'accompagne de l'élimination des organismes pathogènes. La durée du séchage varie de quelques semaines à plusieurs mois. Dans le sud du Ghana, les cultures sont aussi irriguées avec des boues fraîches, c'est-à-dire sans séchage. Cependant, dans les deux cas, les cultures sont principalement des céréales qui sont cuites avant d'être mangées.

■ 6. PROCESSUS DE MISE EN ŒUVRE POUR AUGMENTER L'ADOPTION DES MESURES DE RÉDUCTION DES RISQUES

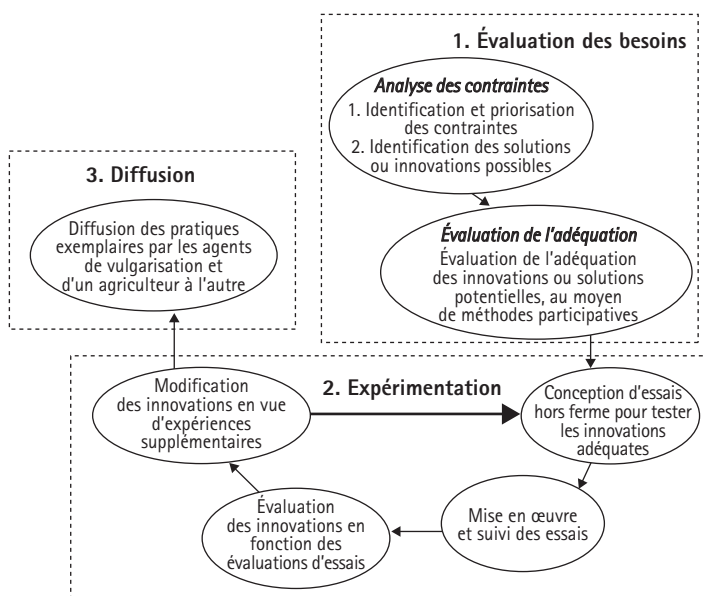
Les approches de recherche participative ont montré un grand potentiel pour faciliter l'adoption de mesures innovatrices de réduction des risques (Chambers et Ghildyal, 1985; Drechsel et Gyiele, 1998). La recherche participative permet un diagnostic mutuel des contraintes des agriculteurs, ainsi que l'identification de solutions appropriées au sein d'un cadre interdisciplinaire holistique, plutôt que de se concentrer de façon étroite sur les technologies ou les cultures (Martin et Sherington, 1997). Le développement technologique repose sur des boucles d'apprentissage et des modifications mutuelles (figure 17.1). Cela s'avère particulièrement important eu égard aux pratiques d'irrigation plus sécuritaires comme l'irrigation au goutte à goutte, l'irrigation à la raie ou l'arrêt de l'irrigation, qui peuvent réduire considérablement le rendement des récoltes si elles ne sont pas bien adaptées aux possibilités et aux contraintes locales (Keraita et coll., 2007a, b). Le défi par contre consiste à trouver le meilleur compromis entre l'atténuation maximale des risques et le moins de désagréments pour l'agriculteur en vue de minimiser les contraintes possibles d'adoption (Collinson, 2000).

■ 7. DÉFI DE VISUALISATION DES RISQUES INVISIBLES

L'un des défis les plus importants de la réutilisation sans risque des eaux usées est de faire comprendre aux agriculteurs les risques sanitaires issus de la contamination « invisible », comme les parasites ou les produits chimiques dans l'eau et le sol. Il est aussi difficile d'obtenir des agriculteurs qu'ils surveillent les effets découlant de la réduction des risques invisibles. Comme mentionné au chapitre 16, la campagne de lavage des mains du Ghana faisait face à un défi semblable, mais a finalement été couronnée de succès. Les responsables de la campagne ont décidé de ne pas fournir de renseignements sur les risques sanitaires associés aux mains contaminées. Ils ont plutôt axé le message sur le « dégoût », qui est apparu comme un élément déclencheur suffisamment puissant pour protéger les familles.

En revanche, faciliter le changement de comportement chez les agriculteurs n'est pas aussi simple parce que les principaux risques sanitaires touchent les consommateurs au bas de la chaîne commerciale. Les plaintes concernant les aliments atteignent à peine les agriculteurs. Il y a seulement quelques cas où la

Figure 17.1 REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DU PROCESSUS DE RECHERCHE CHEZ L'EXPLOITANT AGRICOLE



Source : Dorward et coll. (2003).

famille agricole consomme aussi les légumes qu'elle produit, puisque les légumes exotiques, qui sont en fait ceux consommés crus, ne sont pas courants dans les régimes alimentaires traditionnels. Il convient donc d'examiner d'autres indicateurs potentiels pour accroître la sensibilisation sur la pollution de l'eau et les risques sanitaires associés chez les agriculteurs.

Des troussees d'essai peu coûteuses pour surveiller la qualité de l'eau pourraient contribuer à visualiser les risques invisibles, comme cela a été le cas par exemple au Sri Lanka (Shingles et Saltori, 2008) et au Ghana (McGregor et coll., 2001). Un autre indicateur potentiel de pollution pourrait être l'absence de certaines espèces indicatrices comme les grenouilles, les crapauds et les insectes qui vivent uniquement dans de l'eau propre. Les éruptions cutanées pourraient servir d'indicateur pour mesurer à quel point une eau de piètre qualité nuit à la santé humaine. Habituellement, les agriculteurs se fient à de tels indicateurs physiques et sensoriels comme la couleur, l'odeur et l'apparition de matières solides pour déterminer le degré de contamination de l'eau. Par exemple, à Kano, au Nigeria, certains des agriculteurs utilisant des effluents industriels non traités provenant de brasseries et de tanneries se servent de la couleur, de l'odeur et de la formation de mousse pour déterminer des conditions défavorables ou indésirables (Binns et coll., 2003). Voici un exemple de déclaration de la part d'un agriculteur :

Il y a trois mauvaises couleurs [de l'eau] qui surviennent à différents moments. L'eau rouge huileuse et l'eau verte tueront les cultures. Lorsque nous voyons ces couleurs dans nos canaux, nous fermons nos pompes immédiatement. L'eau bleuâtre est corrosive et elle provoque une éruption rouge lorsqu'elle entre en contact avec la peau. Nous lavons toujours nos mains après avoir été en contact avec l'eau bleue.

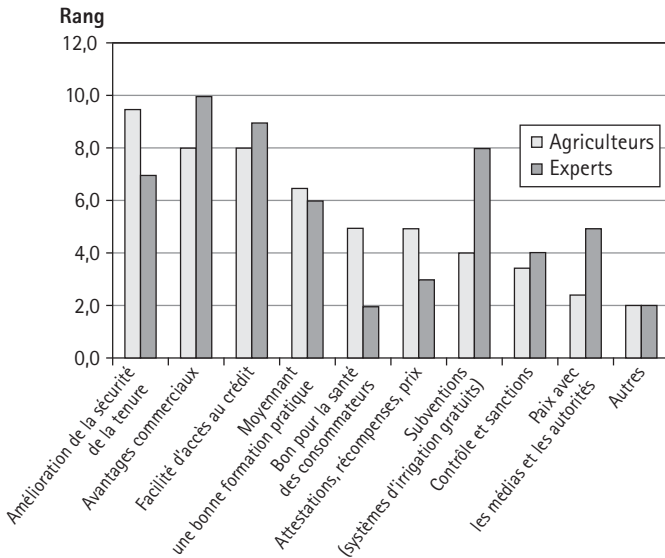
Dans le même ordre d'idées, Knudsen et coll. (2008) ont montré comment les agriculteurs des zones périurbaines à Hanoi, au Vietnam, utilisent des indicateurs adaptés localement pour caractériser les eaux usées. Lorsque l'eau présentait des bulles roses, les agriculteurs l'appelaient « l'eau de savon et détergent » et la considéraient comme le pire type d'eau en raison de sa teneur élevée en déchets chimiques, comme ceux provenant des usines de fabrication de savons et de détergents. Ils ont aussi décrit les eaux usées comme étant de « l'eau d'engrais organique » si l'eau était noire et nauséabonde, ce qu'ils associaient principalement au contenu des toilettes qui était directement rejeté dans la rivière.

Une recherche participative aux champs permettra aux scientifiques de vérifier jusqu'à quel point les indicateurs physiques des agriculteurs correspondent à la réalité microbiologique. À titre d'exemple, des études ont révélé que des puits peu profonds utilisés pour l'irrigation avaient une eau claire et sans odeur nauséabonde, donc considérée comme « physiquement propre », alors qu'elle contenait en réalité des niveaux élevés d'organismes coliformes exactement comme l'eau des cours avoisinants qui était perçue comme étant « physiquement sale » (Kerita et coll., 2008a). À Tamale, des boues séchées en paquet, qui selon les agriculteurs ne posent pas de risques sanitaires, présentaient néanmoins des concentrations d'organismes coliformes thermotolérants et d'*Ascaris* surpassant la recommandation de l'OMS pour l'épandage de boues de vidange, mais des niveaux beaucoup moins élevés de bactéries que dans les boues fraîches (Seidu et coll., 2009).

Outre l'accord sur un indicateur de risque pour les eaux ou les boues, le prochain défi consistera à expliquer aux agriculteurs que les pratiques (de remplacement) recommandées auront un effet positif le long de la chaîne alimentaire, où d'autres indicateurs sont nécessaires pour visualiser la réduction des risques sanitaires. Un indicateur de « germes » innovateur, comme le gel Glitterbug^{MC} (<<http://www.glitterbug.com>>), pourrait contribuer à offrir une expérience visuelle durable pouvant être utilisée tout le long du processus de production jusqu'à la table du consommateur.

Peu importe les indicateurs, ils devraient augmenter la sensibilisation aux risques et aider les agriculteurs et les scientifiques à communiquer. Cependant, une seule augmentation de la sensibilisation pourrait, dans de nombreux cas, s'avérer insuffisante pour provoquer un changement de comportement. D'autres mesures incitatives sont nécessaires, comme des incitations économiques, l'accès au crédit ou à la sécurité d'occupation et l'appui positif de la part des médias (chapitre 16). La figure 17.2 montre une évaluation comparative des éléments

Figure 17.2 COMPARAISON DES OPINIONS DES SPÉCIALISTES AVEC LA MOTIVATION EXPRIMÉE DES AGRICULTEURS POUR UN CHANGEMENT POSSIBLE DES COMPORTEMENTS DANS LE SUD DU GHANA



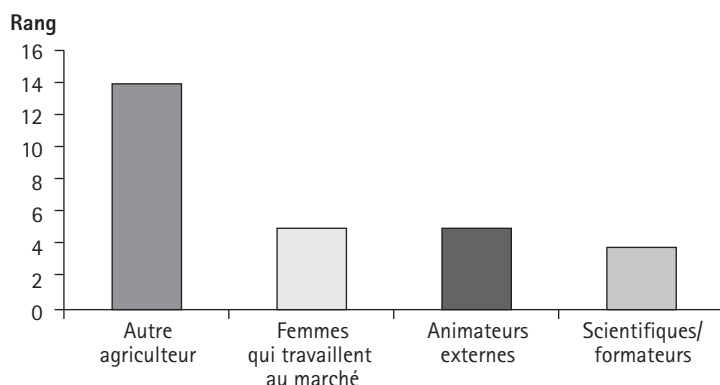
Source : IWMI (2008), non publié.

déclencheurs potentiels mentionnés par les agriculteurs à Kumasi et à Accra par rapport au classement des experts locaux qui ont suggéré que les agriculteurs pourraient avoir minimisé leur intérêt dans les subventions, tout en surestimant leurs préoccupations pour la santé des consommateurs.

8. VOIES DE COMMUNICATION

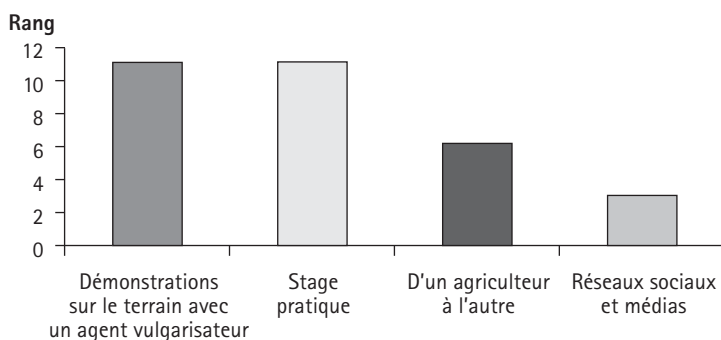
Des approches participatives entre des scientifiques et des agriculteurs qui participent à un projet peuvent favoriser la communication, contribuer à renforcer les capacités et à trouver des solutions mutuellement acceptables. Pour atteindre plus d'agriculteurs, il est important de connaître les personnes ressources des agriculteurs et la meilleure façon de communiquer avec elles. Une étude pilote de marketing social menée au Ghana a révélé que les innovations sont plus susceptibles d'être communiquées d'un agriculteur à un autre par le biais de réseaux sociaux plutôt que par des animateurs externes (figure 17.3), et que les agriculteurs préfèrent les démonstrations sur le terrain et l'apprentissage par la pratique (figure 17.4).

Figure 17.3 LES PRÉFÉRENCES DES AGRICULTEURS QUANT AUX PERSONNES DE CONFIANCE POUR L'ENSEIGNEMENT DES INNOVATIONS EN AGRICULTURE



Source : IWMI (2008), non publié.

Figure 17.4 LES PRÉFÉRENCES DES AGRICULTEURS QUANT À LA MÉTHODE D'APPRENTISSAGE DES NOUVELLES PRATIQUES



Source : IWMI (2008), non publié.

Cela confirme aussi l'importance d'encourager l'expérimentation personnelle des agriculteurs, car cela favorise la production de connaissances, de l'auto-surveillance et de l'évaluation. Il est néanmoins pertinent pour le processus de mise en œuvre de reconnaître l'ensemble du système dans lequel les agriculteurs travaillent. Ce système, qui se compose d'institutions, d'organismes de réglementation et de marchés d'intrants et d'extrants, peut avoir une influence positive ou négative significative sur la prise de décisions des agriculteurs, mais peut être négligé par les scientifiques.

■ CONCLUSIONS

Les agriculteurs qui utilisent les eaux usées et les excréta humains ne sont généralement pas conscients du type de risques auxquels ils font face, ou ne les considèrent pas élevés. Afin de trouver un terrain commun et d'utiliser les connaissances pour changer les perceptions et les comportements, les agriculteurs et les scientifiques doivent travailler ensemble. Le manque d'outils et d'indicateurs convenables pour permettre aux agriculteurs d'évaluer et de surveiller les risques sanitaires est néanmoins problématique, puisque les indicateurs physiques qu'utilisent les agriculteurs pour évaluer les eaux usées et les excréta pour la réutilisation ne correspondent pas nécessairement à des évaluations en laboratoire. Il serait peut-être opportun que les chercheurs élargissent l'éventail de leurs indicateurs pour inclure ceux identifiés par les agriculteurs. Ceux-ci pourraient inclure des indicateurs de problème (eau de mauvaise qualité) et certainement des indicateurs d'entrée et de sortie qui englobent la main-d'œuvre, les intrants en matière de capital et de terres, et plus particulièrement le rendement des cultures qui en découle.

Il est possible qu'il faille ajuster les pratiques recommandées pour que les efforts déployés demeurent minimes et les résultats élevés. Ces mesures ne seront peut-être pas les plus efficaces pour réduire les risques sanitaires, mais seront probablement les plus durables. Il est par conséquent important d'encourager les agriculteurs à trouver leurs propres solutions. Dans les faits, plusieurs solutions locales réduisent les risques sanitaires, même si c'est par inadvertance (IWMI, 2008).

■ REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Line Gram Knudsen et Thilde Rheinländer, qui travaillent au Département de santé internationale de l'Université de Copenhague, pour leurs contributions à ce document.

■ RÉFÉRENCES

- Avila, M. et M. A. Jabbar (1992). « Socio-economic assessment of alley farming », dans B. R. Tripathi et coll. (dir.), *The AFNETA Alley Farming Training Manual – Volume 1: Core Course in Alley Farming*, Alley Farming Network for Tropical Africa, <<http://www.fao.org/Wairdocs/ILRI/x5545E/x5545e09.htm>>.
- Binns, J. A., R. A. Maconachie et A. I. Tanko (2003). « Water, land and health in urban and peri-urban food production: The case of Kano, Nigeria », <<http://www.cityfarmer.org/WaterLandHealthKano.rtf>>.
- Blumenthal, U. J. et A. Peasey (2002). « Critical review of epidemiological evidence of the health effects of wastewater and excreta use in agriculture », Genève, document non publié préparé pour l'Organisation mondiale de la santé, <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/whocriticalrev.pdf>.

- Boholm, A. (1998). «Comparative studies of risk perception : A review of twenty years of research», *Journal of Risk Research*, vol. 1, n° 2, p. 135-163.
- Chambers, R. et B. P. Ghildyal (1985). «Agricultural research for resource poor farmers: The farmer-first-and-last model», *Agricultural Administration*, vol. 20, p. 1-30.
- Chaudhuri, N. (2008). «Using participatory education and action research for health risk reduction amongst farmers in Dakar, Senegal», dans M. Redwood (dir.), *Agriculture in Urban Planning: Generating Livelihoods and Food Security*, Londres, Earthscan/CRDI, <http://www.idrc.ca/en/ev-135178-201-1-DO_TOPIC.html>.
- Cofie, O. O. et coll. (2009). «Adoption and impacts of excreta use for crop production in southern Ghana», *Journal of Environmental Management* (à l'étude).
- Collinson, M. (2000). «Evolving typologies for agricultural research and development», dans M. Collinson (dir.), *A History of Farming Systems Research*, Wallingford, CABI/FAO, p. 51-58.
- Dorward, P., M. Galpin et D. Shepherd (2003). «Participatory Farm Management methods for assessing the suitability of potential innovations: A case study on green manuring options for tomato producers in Ghana», *Agricultural Systems*, vol. 75, p. 97-117.
- Drechsel, P. et L. Gyiele (dir.) (1998). «On-farm research on sustainable land management in sub-Saharan Africa: Approaches, experiences, and lessons», Bangkok, *IBSRAM Proceedings 19*, p. 254.
- Drechsel, P. et coll. (2005). *Adoption Driver and Constraints of Resource Conservation Technologies in sub-Saharan Africa*, Accra, FAO, Humboldt, IWMI University, <<http://www.iwmi.cgiar.org/africa/West/pdf/AdoptionConstraints-Overview.pdf>>.
- Drechsel, P. S. et coll. (2006). *Informal Irrigation in Urban West Africa: An Overview*, Research Report 102, Colombo, IWMI, <http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/IWMI_Research_Reports/PDF/pub102/RR102.pdf>.
- Gbewonyo, K. (2007). *Wastewater Irrigation and the Farmer: Investigating the Relation between Irrigation Water Source, Farming Practices, and Farmer Health in Accra, Ghana*. Thèse non publiée, Cambridge, Harvard College.
- Gerstl, S. (2001). *The Economic Costs and Impact of Home Gardening in Ouagadougou, Burkina Faso*, thèse de doctorat, Basel, Université de Basel.
- IWMI (2008). *Health Risk Reduction in a Wastewater Irrigation System in Urban Accra, Ghana*, <http://www.youtube.com/watch?v=f_EnUGa_GdM>.
- Keraita, B. (2002). *Wastewater Use in Urban and Peri-Urban Vegetable Farming in Kumasi, Ghana*, mémoire de maîtrise en sciences non publié, Wageningen, Université Wageningen.
- Keraita, B., P. Drechsel et F. Konradsen (2008a). «Perceptions of farmers on health risks and risk reduction measures in wastewater-irrigated urban vegetable farming in Ghana», *Journal of Risk Research*, vol. 11, n° 8, p. 1047-1061.
- Keraita, B., B. Jiménez et P. Drechsel (2008b). «Extent and implications of agricultural reuse of untreated, partly treated, and diluted wastewater in developing countries», *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, Wallingford, CABI Publishing.
- Keraita, B. et coll. (2007a). «Effect of low-cost irrigation methods on microbial contamination of lettuce», *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, suppl. 2, p. 15-22.
- Keraita, B. et coll. (2007b). «Reducing microbial contamination on lettuce by cessation of irrigation before harvesting», *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, suppl. 2, p. 8-14.
- Kilelu, C. (2004). «Wastewater irrigation and farmer's perception of health risks and institutional perspectives: A case study from Maili Saba, Nairobi», *CFP Report 38*, Ottawa, CRDI.

- Knudsen, L. G. et coll. (2008). «The fear of awful smell: risk perceptions among farmers in Vietnam using wastewater and human excreta in agriculture», *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*, vol. 39, n° 2, p. 341-352.
- Lazo, J. K., J. C. Kinnell et A. Fisher (2000). «Expert and lay person perceptions of ecosystem risks», *Risk Analysis*, vol. 20, p. 179-193.
- Marenya, P. P. et C. B. Barrett (2007). «Household-level determinants of adoption of improved natural resources management practices among smallholder farmers in western Kenya», *Food Policy*, vol. 32, p. 515-536.
- Martin, A. et J. Sherington (1997). «Participatory research methods – Implementation, effectiveness and institutional context», *Agricultural Systems*, vol. 55, n° 2, p. 195-216.
- McGregor, D. A. et coll. (2001). «Testing a method of environmental self-monitoring: Water quality test kit project, peri-urban Kumasi», *CEDAR/IRNR Kumasi Paper 2*, DFID Peri-urban Interface Production Systems Research Project R7330.
- Mutsaers, H. J. W. et coll. (1997). *A Field Guide for On-Farm Experimentation*, Ibadan, IITA, 235 p.
- Niang, S. (2002). «Maîtrise des risques dans la valorisation des eaux usées en agriculture urbaine», dans O. O. Akinbamijo et coll. (dir.), *Advances in Crop-Livestock Integration in West African Cities*, Centre international d'étude de la trypanotolérance, Ottawa, ISRA, CRDI.
- Obuobie, E. et coll. (2006). *Irrigated Urban Vegetable Production in Ghana: Characteristics, Benefits and Risks*, Accra, IWMI-RUAF-CPWF, IWMI.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Ouedraogo, B. (2002). «Perceptions of Ouagadougou market gardeners on water, hygiene and disease», *Urban Agriculture Magazine*, vol. 8, p. 24-25.
- Peres, F. et coll. (2006). «Risk perception and communication regarding pesticide use in rural work: A case study of Rio de Janeiro State, Brazil», *International Journal of Occupational and Environmental Health*, vol. 12, p. 400-407.
- Rheinländer, T. et coll. (2008). «Keeping up appearances: Perceptions of street food safety in urban Kumasi, Ghana», *Journal of Urban Health*, vol. 85, n° 6, p. 952-964.
- Sanders, D. W. et coll. (1999). *Incentives in Soil Conservation, From Theory to Practice*, New Delhi, Oxford and IBH Publishing.
- Seidu, R., P. Drechsel et T.-A. Stenström (2009). «Occupational risk associated with the “cake” sludge application in northern Ghana: Comparative assessment of perceived and probabilistic health risk», en cours de préparation.
- Seidu, R. et coll. (2008). «Quantification of the health risks associated with wastewater reuse in Accra, Ghana: A contribution toward local guidelines», *Journal of Water and Health*, vol. 6, n° 4, p. 461-471.
- Shingles, K. et R. Saltori (2008). «Community use of H2S (hydrogen sulphide) as a verification tool for water safety plans», dans H. Jones (dir.), *Access to Sanitation and Safe Water: Global Partnerships and Local Actions*, Accra, 33^e conférence internationale du WEDC.
- Shuval, H. I. et coll. (1986). *Wastewater Irrigation in Developing Countries: Health Effects and Technical Solutions*, World Bank Technical Paper No. 51, Washington, Banque mondiale.
- Siegrist, M. (2000). «The influence of trust and perceptions of risks and benefits on the acceptance of gene technology», *Risk Analysis*, vol. 20, p. 195-204.
- Slovic, P. (1987). «Perception of risk», *Science*, vol. 236, p. 280-285.

- Stewart-Taylor, A. J. et J. W. Cherries (1998). « Does risk perception affect behavior and exposure ? A pilot study amongst asbestos workers », *Annals of Occupational Hygiene*, vol. 42, p. 565-569.
- Trang, D. T. et coll. (2007). « Skin disease among farmers using wastewater in rice cultivation in Nam Dinh, Vietnam », *Tropical Medicine and International Health*, vol. 12, n° 2, p. 51-58.
- Weldesilassie et coll. (2010). « Wastewater use in crop production in peri-urban areas of Addis Ababa : Impacts on health in farm household », *Environment and Development Economics* (sous presse).

Page Laissée Vide Intentionnellement

Processus multi-acteurs pour gérer l'utilisation des eaux usées en agriculture

*Alexandra E. V. Evans, Liqa Raschid-Sally
et Olufunke O. Cofie*

■ RÉSUMÉ

L'utilisation des eaux usées en agriculture est un phénomène complexe car elle transcende les politiques sectorielles et géographiques typiques et les limites de planification, et est influencée par les opinions et les perceptions. La planification de l'utilisation des eaux usées nécessite généralement la participation d'un certain nombre d'organismes gouvernementaux responsables de la santé, de l'eau, de l'assainissement, de l'agriculture et de l'irrigation, ainsi que de chercheurs, de groupes communautaires et du secteur privé. Là où l'utilisation des eaux usées est déjà en place spontanément et officieusement, comment ces intervenants peuvent-ils collaborer pour améliorer la gestion du système en vue de maximiser les avantages liés à la subsistance, tout en minimisant les effets sur la santé et l'environnement ? Une option est la formation de plateformes multi-acteurs qui leur offrent la possibilité de partager leurs opinions et de chercher des solutions négociées dans un milieu ouvert et «équitable». L'efficacité de ces solutions, les résultats à prévoir et comment les améliorer sont des questions qui demeurent d'actualité. Ce chapitre présente trois études de cas au sein desquelles des processus multi-acteurs ont été utilisés afin d'améliorer la gestion des eaux usées pour l'agriculture urbaine. Bien que certaines différences aient été observées, on a tiré plusieurs leçons transversales. Un facteur critique est le point de départ, y compris une définition commune du problème à traiter, des objectifs négociés et une structure de gestion qui est acceptable pour tous les intervenants. Lorsque

des processus multi-acteurs sont amorcés de l'extérieur, comme c'est le cas pour ceux qui sont examinés ici, il est essentiel que les priorités du projet tiennent compte des priorités locales. Trouver une institution et un organisme d'attache peut améliorer la durabilité à long terme, mais il faut considérer soigneusement en quoi cela aura une incidence sur l'organisation actuelle de pouvoir. La participation et la représentation influencent grandement l'efficacité du processus et pourraient nécessiter un appui, par exemple en renforçant les groupes communautaires locaux. Un facteur qui semble améliorer considérablement la participation et l'engagement est d'avoir des résultats tangibles qui montrent aux intervenants le potentiel des plateformes multi-acteurs.

■ INTRODUCTION

Les plateformes et processus multi-acteurs ont un certain nombre de définitions et même une variété de noms. Une définition largement acceptée est celle : « d'un organe de décisions (volontaires ou obligatoires) comprenant les différents intervenants qui perçoivent le même problème de gestion des ressources, réalisent leur interdépendance pour le résoudre et se rassemblent afin de s'entendre sur les mesures à prendre pour résoudre le problème » (Steins et Edwards, 1998). Cette définition peut être contestée par ceux qui ont participé, venant aussi bien de la communauté de recherche et des endroits où les processus multi-acteurs ont lieu. Il est probablement plus exact de dire que cette définition est l'idéal auquel devraient aspirer les processus multi-acteurs. Pour faciliter cette ambition, il est essentiel d'évaluer de manière critique les processus multi-acteurs existants, notamment par l'autoévaluation des chercheurs concernés (Sanginga et coll., 2007).

Ce chapitre examine la mise en œuvre de plateformes multi-acteurs pour gérer les eaux usées destinées à l'utilisation agricole. De telles applications ne sont pas nouvelles, mais il convient de distinguer deux cas distincts d'utilisation agricole des eaux usées qui influencent les objectifs de ces plateformes. Le premier est la réutilisation qui a lieu dans des pays où les eaux usées sont traitées avant d'être utilisées pour les cultures vivrières. Dans ce contexte, les principales préoccupations sont les coûts, la volonté des agriculteurs de payer (Neubert, 2004), les inquiétudes des agriculteurs et du public quant aux effets sur les cultures et la santé, ainsi que la résistance en raison du « facteur beurk » (Dingfelder, 2004 ; Russell et Lux, 2006). Les processus multi-acteurs sont mis en œuvre pour obtenir une plus grande acceptation de la part des utilisateurs, établir la confiance et la réciprocité (Po et coll., 2003 ; Stenekes et coll., 2006), et offrir un bon climat de négociation et de résolution des conflits.

Le deuxième cas est l'utilisation d'eaux usées non traitées de manière non planifiée ou spontanée pour l'irrigation. Dans ce contexte, les agriculteurs accordent déjà une valeur aux eaux usées comme ressource, mais il y a des

préoccupations sanitaires (Ensink et coll., 2004, 2008) dont ils ne tiennent peut-être pas compte. De telles situations ont généralement lieu dans des pays à faible revenu où, pour des raisons économiques et institutionnelles, de mauvaises pratiques d'assainissement et de gestion des eaux usées prédominent. Il convient de trouver des solutions innovatrices pour réduire la pollution de l'eau et les risques qui y sont associés. Dans ce cas, les processus multi-acteurs doivent viser des améliorations par petites étapes pour une situation existante, notamment les changements de politiques et la mise en place de solutions innovatrices simples pour réduire les risques qui incluent les agriculteurs et les consommateurs. L'innovation et l'apprentissage doivent faire partie intégrante de ces plateformes.

Obtenir l'acceptation d'une réutilisation planifiée grâce à la participation des intervenants est assez bien documentée dans la littérature (Hamilton et coll., 2007), mais on trouve moins d'écrits sur la réutilisation spontanée et sur le rôle des processus multi-acteurs dans ces situations. Ce chapitre présente trois cas dans le cadre desquels des processus multi-acteurs ont été mis en place dans quelques pays, principalement pour remédier à ce deuxième scénario. Les projets étudiés sont :

- Le projet Agriculture Eaux usées et Assainissement pour combattre la pauvreté (WASPA) ;
- Le projet de Gestion durable de l'eau pour la santé des villes de demain (SWITCH) ;
- Le programme Villes agricoles du futur du Réseau international des centres de ressources sur l'agriculture urbaine et la sécurité alimentaire (RUAF).

Ces processus multi-acteurs ont été mis en place pour relever les défis associés à différents aspects de la gestion des eaux usées en zone urbaine, et en agriculture urbaine et périurbaine, où une des principales préoccupations est le risque sanitaire associé à la contamination découlant des eaux usées. L'objectif de chacune de ces plateformes diffère un peu, comme expliqué plus loin dans ce chapitre, avec le projet WASPA qui aborde le continuum de la production des eaux usées à utiliser dans l'agriculture, le programme du RUAF qui travaille principalement à améliorer l'agriculture urbaine et périurbaine, dont l'utilisation d'eaux usées fait partie, et le projet SWITCH, qui porte sur la gestion intégrée des eaux urbaines, qui dans certaines villes inclut la réutilisation. Les processus ont tous été mis en place par des agents extérieurs aux processus, mais ils ont obtenu différents degrés de réussite et d'acceptation, et certains ont eu des effets à long terme sur les politiques. Tous les processus ont permis d'améliorer les connaissances et ont incité les intervenants à établir des visions et des plans d'action communs.

Ces processus multi-acteurs sont analysés ici pour comprendre leur potentiel à améliorer la gestion et la réutilisation des eaux usées, avec comme résultat une amélioration globale de la qualité de l'eau d'irrigation, des avantages liés à

la subsistance et de la santé publique. Nous abordons également la participation des intervenants, ce qu'ils ont fait et ce qu'ils pourraient faire, relativement à tous ces facteurs, ainsi que les réussites, les échecs et l'avenir.

■ 1. CONTEXTE

1.1. Participation et processus multi-acteurs

Les partenariats et la participation font partie intégrante des pratiques de développement depuis des décennies, issus de la recherche participative activiste et de l'anthropologie appliquée (Chambers, 1994) et progressant à travers de nombreuses étapes. Reed (2008) en fait le suivi, allant de la sensibilisation dans les années 1960; à l'intégration des perspectives locales dans la collecte de données et la planification dans les années 1970; à l'élaboration de techniques qui tiennent compte des connaissances locales et qui accordent une place de premier plan à ceux qui sont sur le terrain, comme la recherche sur les systèmes agricoles et l'évaluation rurale rapide et participative dans les années 1980; à l'utilisation croissante de la participation en tant que norme dans le programme du développement durable des années 1990 (par exemple la CNUED, 1992). La critique subséquente de la participation et la désillusion par rapport à ses limites et insuffisances ont abouti à un consensus «post-participation» croissant sur les bonnes pratiques, avec d'importantes leçons tirées des erreurs et succès de cette longue histoire. Ces développements ont eu lieu dans des contextes géographiques et disciplinaires parallèles. Ils ont fait partie intégrante des développements dans la gestion des ressources naturelles et des ressources communes, par exemple la foresterie communautaire et la gestion intégrée des bassins récepteurs, pour ensuite s'étendre aux secteurs de l'eau et de l'assainissement, et plus récemment aux secteurs de l'agriculture et de l'irrigation.

La participation des intervenants¹ dans la définition des problèmes et la planification de plans d'action s'est créée en réaction aux attentes et à la demande grandissantes du public et de la société civile d'être inclus de façon significative et de ne pas simplement accepter les décisions des «experts» ou les initiatives prises par les organismes gouvernementaux (Warner, 2006). Une plus grande participation des intervenants survient aussi en raison d'une prise de conscience croissante que les problèmes sont multifactoriels et que les conséquences touchent de nombreuses disciplines et limites administratives. Il est donc nécessaire de trouver des approches qui tiennent compte de cette complexité (Mitchell, 1997; Stenekes et coll., 2006). Particulièrement en ce qui concerne la réutilisation des eaux usées, la question est de savoir comment les intervenants peuvent mieux comprendre les différents

1. Personnes, groupes ou institutions concernés par une question ou des systèmes en particulier, ou qui s'y intéressent, à n'importe quel niveau de la société et de n'importe quelle dimension, organisée ou désorganisée (Grimble et Wellard, 1997).

cadres de référence sur les risques et la gestion durable des ressources naturelles (Stenekes et coll., 2006). La durabilité dans ce cas se rapporte à la récupération des ressources, à la réduction des risques sanitaires et aux moyens de subsistance.

Les partenariats des années 1990 se sont transformés dans les processus multi-acteurs d'aujourd'hui, qui reconnaissent que concilier des intérêts multiples dans la gestion des ressources est inévitable (Ramírez, 2001), et que l'interaction et la négociation sont nécessaires non seulement parmi les communautés locales et les organismes d'État, mais également parmi tous les acteurs concernés. Cela est particulièrement pertinent dans le contexte de l'agriculture avec des eaux usées dans les pays à faibles ressources où des infrastructures inadéquates et le vide institutionnel (qui s'exprime par l'absence de processus clairs de planification) font qu'il est impératif pour les acteurs de se consulter, d'interagir et d'apprendre les uns des autres, en considérant toutes les opinions visant à mettre en œuvre des solutions novatrices. Les systèmes institutionnels existants et les conceptions traditionnelles sont incapables de faire face à la collaboration et au consensus nécessaires pour atteindre une durabilité. Pour que de telles plateformes réussissent, il est essentiel d'examiner les buts fondamentaux afin d'obtenir la participation des intervenants et d'établir des objectifs et des résultats clairs.

Il y a toutes sortes de processus et plateformes multi-acteurs. Ils sont généralement perçus comme intégrant plusieurs éléments, qui permettent un apprentissage partagé, une planification et des interventions concertées, mais ils ne se traduisent pas tous par une planification et des plans d'action véritablement mutuels. Comprendre les types généraux et ce qui semble constituer un processus multilatéral « bon » et « efficace » contribuera à les reproduire et à les améliorer. Dans ce contexte, il est utile de prendre en considération les classifications d'Arnstein (1969) selon les pouvoirs relatifs exercés par les intervenants et de Warner (2006), s'inspirant du niveau de partage du pouvoir (tableau 18.1). Il convient de remarquer que les catégories d'Arnstein sont plus clairement différenciées, alors que celles de Warner s'étendent sur un éventail entre les catégories données dans le tableau et qu'elles devraient en réalité se chevaucher.

La pléthore de plateformes multi-acteurs dans la littérature a amené Warner (2007) à les décrire comme étant une « bête à plusieurs pattes souvent décrite dans les contes, mais pour l'instant rarement aperçue en plein jour », et il considère qu'il est nécessaire de comprendre pourquoi les plateformes multi-acteurs sont favorisées, si elles émergent réellement et comment elles fonctionnent. Pour poursuivre la métaphore de Warner, plusieurs d'entre nous avons observé des processus et plateformes multi-acteurs, mais nous ne sommes pas toujours certains de quelle « espèce » il s'agit exactement, et s'ils sont ou non une autre bête (moins sociale et coopérative) déguisée. Nous n'avons pas besoin de connaître les espèces exactes, mais il est utile de savoir comment elles vivent et ce qu'elles font pour tenter de reproduire les bons traits, par exemple en matière de partage du pouvoir et d'équité.

Tableau 18.1 CLASSIFICATION DES PARTENARIATS ET DES PLATEFORMES MULTI-ACTEURS SELON LES POUVOIRS RELATIFS EXERCÉS PAR LES INTERVENANTS

Échelle de participation et de partage du pouvoir	Échelons de la participation des citoyens ^a	Typologie des processus multi-acteurs selon leur niveau de partage du pouvoir ^b
Non-participation : partage du pouvoir absent ou limité, les groupes fonctionnent à l'extérieur « du système » ; ils peuvent avoir un certain pouvoir par le biais de pressions et de leur capacité financière.	Manipulation – comités entérinés. Thérapie – les détenteurs du pouvoir éduquent ou guérissent les citoyens.	Réseaux sociaux : un groupe de personnes travaillant au sein de différentes organisations qui recherchent énergiquement le changement social, mais qui ont peu de liens avec leurs mandants. Ils peinent à avoir de l'influence. Organisation de services : amasser des fonds pour des projets conjoints. Ils tirent profit de l'étendue du réseau pour obtenir un soutien financier.
Degrés des mesures symboliques (<i>tokenism</i>) : pas de partage du pouvoir, mais les détenteurs du pouvoir peuvent répondre aux préoccupations si elles servent leurs objectifs.	Informé : les droits et options des citoyens sont identifiés. Consulté : les citoyens sont entendus, mais pas nécessairement pris en compte. Apaisement : les conseils sont reçus de la part des citoyens, mais sans y donner suite.	Groupes de consultation ou de visualisation : les citoyens et organisations intéressés donnent leurs commentaires sur des propositions, offrent des renseignements, expriment leurs préoccupations et leurs besoins à l'invitation du gouvernement, influençant seulement indirectement la décision. Organisations de gestion des crises : la plateforme aborde des questions politiques difficiles ou la coordination de crises dans un environnement non menaçant.
Degrés du pouvoir des citoyens : peut fonctionner à l'extérieur du système, mais gagne un élément de pouvoir grâce à la coopération ; peut aussi atteindre ses objectifs par la force.	Partenariat : des compromis sont négociés. Pouvoir délégué : les citoyens sont responsables de gérer certaines parties ou tout le programme. Contrôle des citoyens : partenariats à part entière.	Mouvement social : une alliance pour protester contre un projet. Il peut négocier de meilleurs avantages ou des changements dans le projet lorsqu'il réussit à coopérer avec l'adversaire. Organisations de gestion ou de cogestion : déléguer les décisions et les tâches de gestion aux intervenants.

Source : ^a Arnstein (1969) ;

^b Warner (2006).

Des alliances d'apprentissage et différentes formes de planification d'actions participatives (PAP) peuvent être considérées comme sous-espèces des processus multi-acteurs. Elles ont été utilisées dans les cas examinés dans ce chapitre (en association ou séparément) et sont décrites brièvement en guise d'introduction aux études de cas. Cependant, comme mentionné, les leçons tirées des processus touchent à de nombreuses formes de processus et plateformes multi-acteurs et contribueront à identifier les traits qui devraient être reproduits ou supprimés.

1.2. Alliances d'apprentissage et planification d'actions participatives

Les alliances d'apprentissage sont des processus participatifs innovateurs qui visent à maximiser l'incidence de la recherche sur les politiques et les résultats. Le terme est utilisé par le monde des affaires depuis les années 1980 et il est issu

de travaux sur les systèmes d'innovation, où l'innovation est associée à la commercialisation des idées, du matériel et des pratiques, en mettant l'accent sur l'adaptation des connaissances existantes plutôt que sur la création de nouvelles connaissances (Arnold et Bell, 2001, cités dans Verhagen et coll., 2008). Dans la littérature sur le développement, Lundy et coll. (2005) ont décrit une alliance d'apprentissage comme suit :

un processus entrepris conjointement par des organismes de recherche, des organismes donateurs et de développement, des décideurs et le secteur privé au moyen duquel les bonnes pratiques, tant dans la recherche et le développement, sont identifiées, partagées, adaptées et utilisées pour renforcer les capacités, améliorer les pratiques, produire et documenter des résultats de développement, identifier les futurs besoins en matière de recherche et les domaines potentiels de collaboration, et influencer les décisions politiques publiques et privées.

D'autres définitions incluent les notions d'identification, de développement et un passage à l'échelle des innovations par le biais de plateformes multi-acteurs interreliées à différents niveaux, tels la communauté, le district et le pays (Smits et coll., 2007). La méthodologie a pris son envol ces dernières années, parrainée par le Centre international de l'eau et l'assainissement (IRC) dans le secteur de l'eau, de l'assainissement et de l'hygiène (WASH) (Moriarty et coll., 2005b ; Morris, 2006), et plus récemment comme partie intégrante d'une approche holistique pour la gestion des eaux urbaines.

La planification de l'action participative et le processus multilatéral pour la formulation des politiques et les actions participatives (PMAP) ont été utilisés de différentes manières dans les trois exemples. WASPA et SWITCH se sont inspirés des cycles de planification du « développement d'un plan d'action participatif » (Barr, 2001 ; Bunting, 2005) et du projet Euro-Med Participatory Water Resources Scenarios (EMPOWERS, <<http://www.project.empowers.info>>). Les deux ont pris la forme de plusieurs étapes itératives : analyse de la situation et des intervenants, planification participative, visualisation, évaluation, recherche de consensus, élaboration de stratégies, révision, réflexion, diffusion et mise en œuvre (Barr, 2001 ; Bunting, 2005 ; Moriarty et coll., 2005a). Un point central du processus est que les intervenants ont la possibilité d'identifier les contraintes, de proposer des solutions appropriées, d'élaborer des plans d'action et de s'engager dans le processus de mise en place d'activités préliminaires de développement pour aborder certains des problèmes les plus pressants et largement éprouvés. Dans le même ordre d'idées, l'approche de PMAP utilisée dans le programme du RUAF requiert un degré élevé de participation par les parties concernées. Elle rassemble tous les intervenants importants de l'agriculture urbaine sous une nouvelle forme de communication et d'échange d'information, de dialogue, d'analyse conjointe des situations, de planification d'actions, de prise de décisions, de mise en œuvre qui tient compte de la sexospécificité, de surveillance et d'évaluation.

■ 2. EXEMPLES DE PROCESSUS MULTI-ACTEURS DANS L'UTILISATION DES EAUX USÉES

Les trois exemples desquels ce chapitre s'inspire sont distincts, mais ils ont certaines caractéristiques communes, par exemple :

- Les trois ont été initiés dans le cadre de projets financés par des bailleurs de fonds.
- À ce titre, bien qu'il puisse y avoir eu des consultations initiales avec les intervenants pour s'assurer que les projets et les plateformes multi-acteurs étaient nécessaires ou acceptables pour les intervenants, les organismes habilités étaient dans tous les cas externes.
- Tous sont facilités par une organisation responsable qui est convaincue, et qui peut persuader d'autres que des recherches plus appropriées et axées sur la demande, les interventions et les politiques découleront des processus multi-acteurs.
- Tous comprenaient la participation d'intervenants gouvernementaux et non gouvernementaux dans l'analyse de la situation, l'identification et l'établissement des priorités quant aux questions politiques de manière aussi ouverte et transparente que possible.
- Tous utilisent des approches semblables.

Les résultats présentés ici proviennent d'une combinaison d'évaluations internes, d'expériences directes des auteurs, d'entrevues et de revues de la littérature. Les conclusions sur WASPA, par exemple, sont tirées d'une combinaison d'expériences des auteurs et des résultats d'un examen interne et d'un contrôle des processus. Les conclusions de SWITCH reposent principalement sur la littérature, mais aussi sur l'expérience des auteurs dans l'une des villes du projet SWITCH (Accra). Dans le même ordre d'idées, les conclusions à propos du projet du RUAF s'appuient sur l'expérience des auteurs en Afrique occidentale et sur des documents de synthèse sur l'ensemble du programme.

2.1. Projet Agriculture Eaux usées et Assainissement pour combattre la pauvreté

Le projet WASPA a été mis en œuvre à Rajshahi, au Bangladesh, et à Kurunegala, au Sri Lanka, avec l'appui financier de l'UE dans le cadre du programme Asia Pro Eco II de 2005 à 2008 par un consortium de partenaires nationaux et internationaux. Le contexte du projet était l'utilisation d'eaux usées non traitées en agriculture découlant d'une mauvaise évacuation des déchets et de conditions d'assainissement en amont. Pour s'attaquer au problème, une équipe de chercheurs pensait qu'une approche incluant dans le processus les producteurs, les gestionnaires et les utilisateurs des eaux usées, tout en appliquant des principes globaux et durables pour la gestion des eaux usées par le biais d'interventions

tout le long du continuum des eaux usées, rendrait l'utilisation agricole des eaux usées plus durable. La participation des intervenants pour élaborer et mettre en œuvre la PAP était au cœur du projet. Ses objectifs étaient par conséquent de :

- trouver des solutions locales innovatrices grâce à l'apprentissage mixte ;
- favoriser le dialogue entre le gouvernement local, les ONG et la collectivité ;
- garantir l'adhésion pour la durabilité de la part de tous les intervenants ;
- mettre à l'échelle les solutions pour les adapter à d'autres endroits.

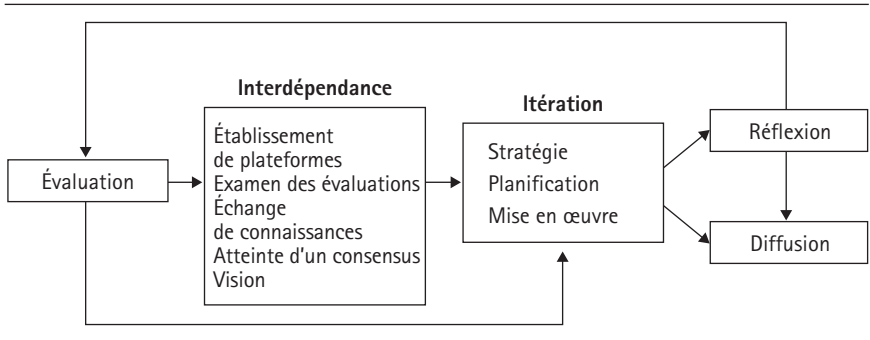
Le projet s'est déroulé en plusieurs étapes qui se chevauchaient et qui étaient itératives (figure 18.1), dont la plupart ont été déterminées et influencées par l'organisme coordonnateur (l'équipe du projet) :

- Identification initiale des intervenants – pour répondre aux questions visant à savoir qui sont les principaux intervenants, quels sont leurs rôles, leurs préoccupations, leurs relations et leurs conflits.
- Établissement des alliances d'apprentissage – en informant tous les intervenants à propos du projet lors de différentes réunions à l'échelle des organisations et des collectivités, tout en les encourageant à se rassembler pour discuter de la gestion des eaux usées.
- Évaluation, partage des connaissances et établissement d'un consensus – une évaluation rapide de la situation existante, dont les éléments clés ont été établis avec les intervenants, pour créer une base informée de discussion.
- Visualisation et priorisation – dès que les intervenants ont défini les problèmes, ils ont pu envisager la situation souhaitée pour l'avenir, rédiger un énoncé de vision et définir des stratégies pour les résoudre. Les stratégies ont été classées par ordre de priorité et des plans d'action ont été élaborés.
- Planification et mise en œuvre – par l'équipe du projet WASPA de concert avec des groupes de travail choisis par l'alliance d'apprentissage. Des décisions précises concernant les activités énoncées dans le plan d'action ont été approuvées par un groupe central de trois à quatre membres élus par l'alliance d'apprentissage en vue d'accélérer leur mise en œuvre. Toute modification aux stratégies ou aux décisions relatives à l'établissement de priorités a été présentée à l'ensemble de l'alliance d'apprentissage.
- Surveillance et évaluation – réflexion, documentation et analyse participative avec les intervenants pour voir si les résultats souhaités étaient atteints (Smits et coll., 2010).

2.1.1. Réalisations et défis

L'analyse du processus a révélé un certain nombre de réussites et quelques défis. Initialement, obtenir la participation des intervenants et créer une alliance d'apprentissage ont été laborieux. Verhagen et coll. (2008) attribuent cela à l'absence de ressources financières, ce qui signifie qu'il était impossible d'embaucher un facilitateur ou d'augmenter les visites effectuées par les partenaires internationaux. Un examen plus minutieux a révélé que de nombreux autres facteurs

Figure 18.1 LE PROCESSUS DU PROJET WASPA



Source : Evans et Varma, 2009.

étaient tout aussi importants, sinon plus. Par exemple, une formation inadéquate du personnel local du projet de la part des partenaires internationaux, ce qui leur aurait permis de contribuer plus efficacement au projet ; la vision étroite que certains intervenants avaient de l'effet d'une mauvaise gestion des eaux usées (plusieurs voyaient les problèmes qui les touchaient individuellement et non comme partie intégrante d'un système) ; les processus politiques en dehors du projet (telle la suspension du gouvernement du Bangladesh) ; les coûts perçus en temps liés à la participation à l'alliance d'apprentissage ; le potentiel de restitution du pouvoir aux autres au sein de l'alliance ; et la légitimité insuffisante de l'équipe du projet.

La documentation et l'analyse du processus ont identifié ces problèmes alors que le processus multilatéral était en cours, et l'équipe du projet a utilisé ces conclusions pour corriger certains d'entre eux. Au Bangladesh et au Sri Lanka, des membres de l'équipe ont été affectés à faire la liaison avec les intervenants ; des facilitateurs externes ont été embauchés pour les rencontres ; les membres de l'alliance d'apprentissage ont été encouragés à partager leurs expériences, ce qui leur permettait de définir un problème commun et de chercher des solutions ; et des structures avec une plus grande souplesse de travail ont été approuvées par l'alliance, ce qui a permis de mener plus d'activités. La véritable percée a eu lieu lorsque la mise en œuvre des plans a commencé et que les membres de l'alliance ont pu observer des résultats tangibles. Ils ont réalisé qu'il ne s'agissait pas simplement de « parler pour parler » et ils sont devenus plus intéressés à soutenir d'autres activités.

Une réalisation directement attribuable au projet est l'action commune du gouvernement et des collectivités pour améliorer l'assainissement et l'évacuation des eaux usées dans les communautés et de ce fait, potentiellement améliorer la qualité de l'eau et la santé publique (même si elles n'ont pas été mesurées), qui n'a pas eu lieu avant le projet. Encore plus fondamental peut-être, l'interconnectivité des systèmes, que Huibers et van Lier (2005) décrivent comme la chaîne de l'eau,

ne faisait jusque-là pas partie de la réflexion du conseil municipal de Kurunegala ou de Rajshahi City Corporation, et encore moins de leur planification. En élargissant les opinions des intervenants, les enjeux de l'agriculture avec des eaux usées ont le potentiel d'être abordés à l'avenir, ou du moins connus. Et bien que les perspectives soient incertaines, les intervenants souhaitent que la plateforme se poursuive sous une certaine forme.

2.2. Gestion durable de l'eau et amélioration de la santé des villes de demain

SWITCH est un projet de recherche à grande échelle comprenant 33 partenaires du consortium représentant des universitaires, des urbanistes, des services d'eau et des consultants dont les activités de recherche et de démonstration ont lieu dans dix villes. Le projet est financé par le sixième programme-cadre de l'Union européenne et il a pour objectif de développer des systèmes de gestion des eaux durables et efficaces pour « la ville du futur ». Le projet vise à améliorer les fondements scientifiques pour la mise au point et la gestion des systèmes d'eau urbains, et à assurer qu'ils sont suffisamment robustes, flexibles et adaptables à toute une variété de pressions à l'avenir. Il met l'accent sur la clôture du cycle par la promotion du traitement et de la réutilisation des eaux usées, par la gestion de la demande, par des approches décentralisées pour la prestation des services et par des innovations connexes. L'approche de l'alliance d'apprentissage a été identifiée comme moyen d'opérer ce changement de paradigme (Butterworth et Morris, 2007), et deux des objectifs principaux de l'alliance sont : de supprimer les barrières pour arriver à un partage horizontal (les intervenants responsables des différents composants du réseau urbain d'alimentation en eau) et vertical (les différents ordres de gouvernement) de l'information et de l'apprentissage ; de même que pour accélérer l'identification des processus, et l'élaboration et l'adoption de solutions.

Le processus d'alliance d'apprentissage est nécessaire non seulement pour comprendre les priorités des utilisateurs potentiels, mais aussi pour tenir compte du contexte institutionnel en vigueur, pour entreprendre des recherches en partenariat avec des réalisateurs ou autres intervenants clés, et pour communiquer les résultats et les innovations de manière efficace (SWITCH, 2008). Grâce à la visualisation et à l'analyse des scénarios, les intervenants municipaux ont été encouragés à penser et à évaluer les répercussions futures des décisions qu'ils prennent aujourd'hui, et à examiner les obstacles à l'application de la science dans les politiques.

Un volet du projet se consacre tout spécialement à identifier et à intégrer la réutilisation productive appropriée des eaux urbaines pour l'agriculture dans les cadres stratégiques, législatifs, réglementaires, d'urbanisme et décisionnels des municipalités. Ce volet est mis en œuvre à Accra, à Beijing et à Lima, et des liens ont été établis avec Hamburg (van Veenhuizen et coll., 2007).

2.2.1. Réalisations et défis

Un exemple de réussite est l'alliance pour l'apprentissage à Hambourg, en Allemagne, où l'eau a été placée au centre du développement dans une future zone d'extension urbaine (SWITCH, 2008). L'alliance d'apprentissage a clairement indiqué qu'il y avait plusieurs problèmes à régler et, par le biais de telles conversations, une confiance et un sentiment d'appartenance ont été établis, de même que des objectifs. L'alliance d'apprentissage constitue maintenant le fondement de recherches, de planifications et d'actions conjointes parmi quatre groupes qui n'étaient auparavant pas bien réunis : l'administration municipale, les citoyens locaux, les gestionnaires et planificateurs responsables des eaux urbaines et les chercheurs.

Comme pour le projet WASPA, les alliances d'apprentissage de SWITCH ont été initiées de l'extérieur et pas entièrement axées sur la demande, et sont, à ce jour, financées de l'extérieur et pas encore institutionnalisées. En outre, les projets et activités associés à la gestion intégrée des eaux urbaines à l'échelle des villes n'étaient pas clairement définis au départ parce qu'ils devaient être élaborés en cours de processus, mais cela limitait la possibilité d'allouer une aide financière à l'activité. Un problème semblable a été constaté dans le cadre de WASPA, où l'organisme de financement du projet insistait pour avoir des détails sur les activités et les budgets avant même que le projet ait commencé. Il est toutefois essentiel que dans ces processus, les plateformes multi-acteurs identifient des objectifs rapidement et commencent certaines activités conjointes, autrement l'énergie déployée au sein de telles plateformes diminuera (Butterworth et coll., 2008).

Dans les trois villes où l'agriculture avec des eaux usées était le centre d'intérêt, van Veenhuizen et coll. (2007) ont remarqué qu'il y avait à la fois des défis communs et particuliers. Ils ont indiqué que le processus de création de l'action commune dans un contexte multilatéral nécessite du temps et qu'il doit être adapté aux dispositions institutionnelles particulières et aux cultures de recherche et de planification des différents pays. De plus, pour mettre à l'échelle les innovations, il est essentiel d'avoir une documentation, un contrôle et une évaluation (C et É) efficaces du processus, de préférence en mode participatif, à l'aide d'outils comme la cartographie des incidents, l'utilisation de microscénarios et la gestion des connaissances.

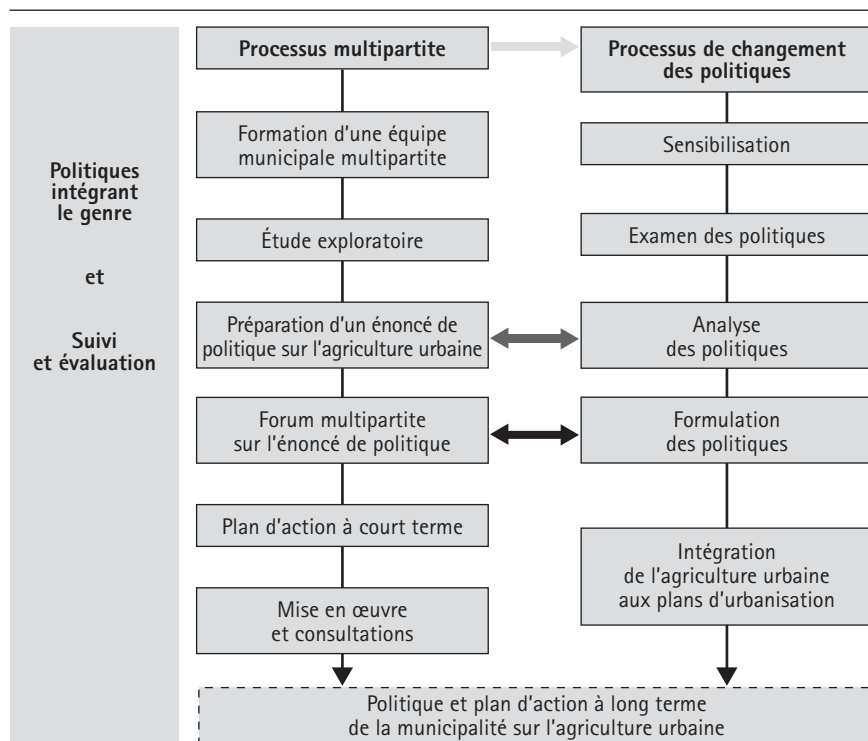
2.3. Centres de ressources sur l'agriculture urbaine et la sécurité alimentaire

Le RUAF cherche à développer les capacités des intervenants, à renforcer la collaboration et le réseautage parmi eux et à faciliter l'accès à l'information et le partage des expériences. Par le biais de son programme « Villes agricoles du futur », il a établi des plateformes multi-acteurs dans 20 villes pilotes de par le monde afin d'améliorer la productivité de l'agriculture urbaine et périurbaine, et d'accroître la reconnaissance et l'appui officiels pour la pratique, qui est une

source importante de cultures vivrières périssables pour les villes des pays moins développés et un moyen de subsistance pour les citadins pauvres. Un problème particulier dont il faut s'occuper est la contamination fréquente des ressources hydriques par des eaux usées, dont l'utilisation n'est pas officiellement approuvée. De plus, l'agriculture est marginalisée dans la planification municipale, sans cadre juridique pour protéger les agriculteurs, qui travaillent souvent sans structure formelle comme les associations d'agriculteurs. Par conséquent, la mise en place d'une approche participative multilatérale (Drechsel et coll., 2008) semblait tout indiquée pour s'attaquer à toutes ces questions.

L'approche de PMAP, telle que conçue pour l'Afrique occidentale au début de la mise en œuvre du programme, est présentée schématiquement à la figure 18.2. Elle montre en particulier comment le processus de changement des politiques pourrait être incorporé au processus PMAP afin de soutenir les résultats de politiques intégrant le genre. Le parcours du processus a été modifié pour différentes villes de la région en fonction de l'environnement politique local.

Figure 18.2 SCHÉMA DE L'APPROCHE DE PMAP AU SEIN DU RUAF, AFRIQUE OCCIDENTALE



2.3.1. Réalisations et défis

Le RUAF en Afrique occidentale a eu de nombreuses réalisations et de grands succès relativement à l'institutionnalisation du processus, notamment :

- Informer les décideurs politiques au niveau ministériel national, les intervenants en agriculture urbaine et le grand public à Accra, Freetown et Ibadan. Le processus a abouti à des niveaux raisonnables d'engagement pour promouvoir l'agriculture urbaine, avec la reconnaissance de l'importance de l'irrigation avec des eaux usées et la nécessité d'avoir des pratiques plus sécuritaires.
- Accroître les capacités des acteurs locaux en agriculture urbaine à se rendre compte des défis associés à la qualité de l'eau et à réduire les risques.
- Incorporer l'agriculture urbaine et l'irrigation informelle dans les politiques nationales en matière d'irrigation et d'agriculture en Sierra Leone et au Ghana, en soulignant qu'il convient d'aborder les questions de qualité de l'eau de manière pragmatique.
- Examiner des règlements sur l'agriculture urbaine qui traitent de l'utilisation sans risque des eaux usées par le biais de meilleures pratiques d'irrigation et agricoles.
- Élaborer des directives pour l'agriculture urbaine au Ghana qui portent sur la manière d'améliorer la qualité de l'eau au niveau des champs, de mettre en place des pratiques d'irrigation et agricoles plus sûres et d'améliorer la sécurité alimentaire.
- Institutionnaliser au Ghana, après 22 années de célébration annuelle, le prix national décerné aux meilleurs agriculteurs urbains. La prochaine étape consiste à utiliser l'adoption de pratiques plus sécuritaires comme critère de sélection.
- Garantir des fonds pour les activités d'agriculture urbaine en Sierra Leone, montrant l'intérêt des bailleurs de fonds.
- Pousser la création d'un programme d'enseignement universitaire sur l'agriculture urbaine abordant les pratiques d'irrigation plus sécuritaires.

Bien entendu, il y a eu un certain nombre de défis importants, notamment l'engagement personnel par rapport à l'intérêt institutionnel, qui était également évident dans le projet WASPA. Par exemple, dans certaines villes du projet RUAF, une institution avec suffisamment de pouvoir pour lancer un plan d'action n'était pas représentée sur la plateforme par une personne ayant un engagement et une position proportionnels pour effectuer un changement institutionnel. Dans d'autres cas, les personnes les plus engagées provenaient des institutions ayant le moins de pouvoir. Le degré de capacité des intervenants, y compris des organismes habilités, était un enjeu et parfois il y avait des intérêts conflictuels au sein de la plateforme.

■ 3. DISCUSSION

Un élément clé qui influence grandement l'efficacité des processus multi-acteurs dans ce domaine est le degré de délégation des pouvoirs décisionnels et de la gestion des ressources financières au niveau administratif auquel la plateforme est construite. Les trois processus ont eu lieu au niveau de la municipalité et de la métropole. À ce titre, les principaux intervenants jouissaient d'un certain degré d'autonomie quant à la mise en œuvre des décisions et de l'utilisation des ressources. Cependant, dans de nombreux cas, la dévolution des responsabilités n'est pas uniforme pour tous les secteurs qui interagissent dans le domaine de l'agriculture avec des eaux usées. Par exemple, dans le cas d'Accra, au Ghana, la prestation des services pour les eaux usées a été décentralisée au niveau des autorités de la ville, mais ce n'est pas le cas de l'approvisionnement en eau. L'agriculture et la santé publique sont représentées au niveau de la ville par les services municipaux, mais les décisions en matière de politiques et des stratégies sont toujours centralisées. Ainsi, dans le cas de l'agriculture avec des eaux usées, les décisions relatives à la gestion des eaux usées et à l'utilisation de ressources foncières et hydriques pour l'agriculture peuvent se prendre au niveau municipal pour certains scénarios d'utilisation, mais certaines sources d'eau sont régies par les services publics d'eau et d'électricité, ou par la commission des ressources en eau, qui ont tous des fonctions centralisées et parfois autonomes qui vont au-delà des limites administratives. Il est impossible de prendre des décisions quant à leur utilisation si la plateforme des intervenants fonctionne au niveau municipal, sauf s'il y a aussi une représentation verticale. Cette dévolution non uniforme des responsabilités complique le fonctionnement de telles plateformes et de tels processus, et surmonter les contraintes requiert une connaissance approfondie du cadre de gouvernance au sein duquel l'agriculture avec les eaux usées fonctionne.

Un certain nombre d'autres facteurs essentiels à la réussite des plateformes multi-acteurs a été identifié au moyen de l'analyse des trois études de cas et d'autres processus connexes (Dubbeling et de Zeeuw, 2007 ; Mitchell, 1997 ; Warner, 2006, 2007). Ils sont énumérés ci-dessous :

- Les questions traitées doivent être pertinentes pour les intervenants.
- L'institutionnalisation doit être intégrée dès le départ.
- Le processus doit être bien planifié et les buts, les résultats attendus, les rôles, les responsabilités et le calendrier doivent être clairs.
- La sélection des intervenants et la compréhension de leurs besoins et de leurs positions sont importantes, particulièrement ceux des groupes ayant le moins de pouvoir.
- Une mise en œuvre rapide d'activités qui entraînent des résultats concrets contribuera à renforcer l'engagement et la participation.
- Les avantages doivent être bien compris et acceptés pour faciliter le changement de paradigme nécessaire dans la plupart des processus multi-acteurs.

- Le contrôle et l'(auto)évaluation tout le long du processus de la part de tous les intervenants se traduiront par un meilleur apprentissage et de meilleurs résultats.
- Une communication formelle et informelle régulière qui favorise la transparence est essentielle au processus.
- La facilitation et la médiation des conflits sont indispensables.
- Les idées et plans qui s'écartent des modes actuels doivent être pris en compte.
- La volonté de s'adapter aux circonstances changeantes et à l'incertitude doit être reconnue.
- La confiance, le respect mutuel et la patience, tout spécialement face à la frustration et à des progrès lents, sont des ingrédients clés.

De plus, une leçon tirée du projet SWITCH, mais évidente dans les trois exemples, est qu'il y a des questions fondamentales dont il faut s'occuper dès le début du processus pour assurer le succès (encadré 18.1).

Plusieurs de ces facteurs et questions ont été réunis et sont discutés plus en détail dans l'encadré qui suit. Les enjeux importants identifiés par les études de cas s'articulent autour des priorités des intervenants et de ceux qui lancent le processus ; de l'institutionnalisation ; de la précision des buts et de la gestion ; de la sélection, de la participation et de la représentation des intervenants ; des conclusions et des résultats ; et de la communication.

Encadré 18.1 QUESTIONS DONT IL FAUT TENIR COMPTE À UN STADE PRÉCOCE DES PROCESSUS MULTI-ACTEURS

- Comment le processus sera-t-il financé et comment les coûts et avantages seront-ils partagés ?
- Comment la communication aura-t-elle lieu entre les intervenants ?
- Comment les exigences en matière de capacités et de formation seront-elles évaluées et traitées ?
- Comment les problèmes autour desquels est bâti le processus multilatéral seront-ils évalués ?
- Comment l'apprentissage sera-t-il assuré à la fois à l'intérieur et à l'extérieur de la plateforme ?
- Comment aura lieu l'engagement avec des intervenants influents en dehors de la plateforme ?
- Comment la plateforme va-t-elle contrôler et évaluer son rendement ?
- Comment le processus sera-t-il documenté pour assurer que des leçons soient tirées et les processus optimisés pour l'avenir ?

3.1. Initiation externe et priorités

Les trois processus multi-acteurs ont été mis au point par des «étrangers» (bien qu'il convienne de remarquer qu'ils sont aussi des intervenants) pour répondre aux besoins tels qu'ils les perçoivent. Quoique ces questions fussent sans aucun doute réelles, elles ne répondaient pas nécessairement aux besoins les plus urgents de tous les intervenants locaux (Drechsel et coll., 2008). La prépondérance d'une question est l'un des facteurs clés de la volonté d'un intervenant à faire partie d'un processus de planification. Son absence peut entraîner une participation tardive ou une auto-exclusion, principalement parce que la participation requiert du temps (Warner, 2006). On pourrait faire valoir que tout processus multilatéral qui tente de traiter de questions qui ne sont pas pertinentes pour tous les intervenants ne devrait pas avoir lieu, mais cela signifierait ne pas reconnaître le fait que tous les intervenants ne partagent pas les mêmes expériences et que, par conséquent, certains peuvent se sentir concernés et d'autres pas. En outre, le problème peut ne pas sembler urgent, mais il peut être prudent d'entreprendre la recherche et la planification. Par exemple, la gestion des eaux usées dans une ville peut être gérable pour le moment, mais avec le développement des villes, le volume des déchets va augmenter les difficultés.

Le but d'un processus multilatéral est de surmonter cela et de changer les attitudes. Cependant, même si les intervenants ont un intérêt envers la question, ils ne sont peut-être pas convaincus qu'un processus multilatéral soit la meilleure manière de s'en occuper. Par conséquent, une bonne facilitation est essentielle, et il est fort probable qu'un certain niveau de sensibilisation soit nécessaire.

3.2. Institutionnalisation

Les organismes qui mettent au point le projet et qui en sont le point d'attache, ainsi que les processus qu'ils suivent, influencent le degré d'institutionnalisation pouvant être atteint. La réussite et la durabilité à long terme sont favorisées en mettant à profit les processus existants et sont tributaires de l'institution de référence. Ramírez (2001) a suggéré qu'avant d'entreprendre le processus, les responsables de la plateforme doivent analyser leurs propres rôles et objectifs en matière de pouvoir, de légitimité et d'urgence. La question d'urgence concerne la prépondérance perçue d'une question, comme mentionné plus haut. Au sein du projet du RUAF, le principal responsable pour convoquer le processus au niveau municipal était un organisme de recherche international (l'Institut international de gestion de l'eau, IWMI) et pour le projet WASPA, il s'agissait de l'IWMI et d'organisations non gouvernementales nationales. Ces organisations avaient un pouvoir limité, ce qui a eu une influence sur la volonté des intervenants à se joindre à elles et sur leur degré de participation. Dans le projet WASPA, la légitimité aurait pu être améliorée si le projet avait reçu l'approbation officielle des ministères du gouvernement central, ce qui met en relief l'importance de

plateformes multiniveaux interdépendantes telles que préconisées par l'approche de l'alliance d'apprentissage. Avec le projet SWITCH, le niveau d'engagement et de progrès variait selon l'institution qui facilitait le processus : là où l'autorité locale adoptait le projet, plus de progrès et d'effets réels ont été observés. L'avantage d'un organisme de recherche indépendant dirigeant le processus est qu'il n'est pas perçu comme appuyant des structures de pouvoir existantes.

Dans les économies émergentes où la société civile et le secteur privé jouent toujours un rôle minimal ou marginal, et où le gouvernement prend la majorité des décisions, il faut convaincre la bonne institution gouvernementale de l'utilité du processus et d'agir à titre de point d'attache. Toutefois, des facilitateurs externes qualifiés sont également requis, puisqu'ils sont perçus comme plus neutres.

3.3. Transparence des objectifs et bonne gestion

Tous les processus multi-acteurs, particulièrement lorsqu'ils ont été initiés à l'extérieur, commencent par une série d'objectifs. Idéalement, comme l'a montré le projet SWITCH, il est nécessaire d'établir des objectifs communs au début, mais il est difficile de lancer le processus sans avoir certains objectifs prédéterminés. Cela peut être compatible avec l'établissement participatif d'objectifs, à condition que ces objectifs fonctionnent à différents niveaux et ne soient pas mutuellement exclusifs. Par exemple, le but du projet peut être de « favoriser des intervenants multiples à participer au partage des connaissances et à une planification collaborative pour une meilleure gestion des eaux usées », alors que le but de la plateforme multilatérale peut être axé sur la vision (par exemple, améliorer la qualité de l'eau atteignant les champs en réduisant les entrées des hôpitaux). Si on ne peut s'entendre sur les objectifs, il y a alors un problème fondamental qui suggère que la plateforme a été créée autour d'un enjeu inapproprié ou que d'autres travaux préliminaires sont nécessaires pour partager les opinions et identifier le défi approprié. Dans certains cas, il est très probable que des compétences en matière de résolution de conflits et de négociation soient nécessaires, mais de telles situations sont rares et les intervenants sont généralement disposés à discuter et à chercher des solutions pragmatiques. L'équipe du projet WASPA s'est rendu compte qu'encore plus de sensibilisation et d'activités conjointes pour comprendre les questions relatives à l'agriculture avec des eaux usées au début du projet auraient contribué à une visualisation, une planification et une mise en œuvre plus en douceur.

Les objectifs doivent être réalisables pour éviter la déception si les attentes sont trop élevées (Warner, 2006). Dans les projets étudiés, les attentes avaient tendance à être élevées et visaient des changements de politiques, une recherche fondée sur la demande et la mise en œuvre de plans d'action. Seules certaines de ces attentes ont été réalisées, mais dans tous les cas, les intervenants ont déclaré que les plateformes multi-acteurs avaient contribué à leurs connaissances et à

leurs capacités, un résultat qu'il ne faut pas sous-estimer. Elles ont aussi permis de réunir des personnes et des organisations qui s'étaient rarement ou jamais rencontrées par le passé. Bien sûr, cela peut être considéré comme quelque chose de symbolique, comme l'a observé Arnstein (1969), mais pas si cela fait partie d'un processus légitime qui vise à stimuler la compréhension, les capacités et finalement la collaboration, auquel cas il s'agit d'une première étape nécessaire.

Les objectifs doivent être limités dans le temps et soutenus par un cadre négocié des rôles et responsabilités qui se traduira par leur réalisation. Le projet du RUAF a montré que les résultats du processus peuvent être décevants s'il y a une mauvaise gestion, une planification inadéquate et une transparence insuffisante. Il y a néanmoins un équilibre à trouver entre être « bien organisé » et « trop normatif », ce qui peut ralentir beaucoup le projet, le rendre très exigeant en termes de ressources, et aliéner les intervenants, car ils peuvent sentir que tout a déjà été décidé et qu'ils ne sont que des pions dans le processus visant à légitimer des concepts et activités prédéterminés. La situation optimale est celle dans laquelle un ensemble minimal de critères est fourni pour la plateforme ou le processus afin d'assurer qu'il va au-delà de la rhétorique et du symbolisme. La structure, le mandat et les modalités et conditions précis devraient constituer l'une des premières étapes décidées par les intervenants eux-mêmes.

3.4. Participation et représentation des intervenants

L'importance de la sélection, de l'analyse et de l'inclusion des intervenants est naturellement au cœur d'un processus multilatéral efficace. Les trois projets se préoccupaient tous de la manière d'assurer la représentation d'un maximum d'intervenants, mais, inévitablement, certains seront négligés et d'autres s'excluront d'eux-mêmes. Une approche consiste à encourager les intervenants à jouer un rôle actif, mais il peut s'avérer plus productif de travailler avec ceux qui perçoivent les avantages et veulent s'engager. Le danger est que des groupes d'intervenants qui sont normalement exclus des processus décisionnels, mais qui sont très touchés par les décisions, décident de s'exclure d'eux-mêmes pour différentes raisons. Il est possible qu'il faille prévoir des mesures spéciales pour empêcher cela (Verhagen et coll., 2008).

Même lorsque la plateforme semble représentative, il n'est pas toujours certain que le délégué représente adéquatement son groupe. Comme l'a montré le projet du RUAF, il est parfois difficile de différencier la participation de l'individu et de l'organisation. De même, il est difficile de déterminer quelles opinions ils représentent sans rencontrer le groupe au complet. Les plateformes multi-acteurs ont donc tendance à « fédérer » des intérêts locaux qui entrent souvent en concurrence et elles n'offrent pas une compréhension claire des motivations individuelles. Cela est particulièrement vrai lorsqu'il n'y a pas de mécanisme pour choisir des représentants et pour offrir des échanges entre le groupe

d'intervenants et leur porte-parole. Il existe des moyens pour remédier à cette situation, comme la création ou la revitalisation des groupes locaux (des groupes d'agriculteurs, des comités villageois, des associations d'utilisateurs d'eau) comme cela a été tenté dans le cadre du projet WASPA, mais cela demeure limité pour relever les défis inhérents à la représentation comme mode de prise de décision. Le facilitateur pourrait aussi favoriser des plateformes à des niveaux inférieurs, mais cela pourrait ne pas convenir si ces agents sont externes (à savoir fondés sur un projet). Et s'ils sont internes (c'est-à-dire d'autres intervenants), cela pourrait ne pas résoudre les déséquilibres de pouvoir existants.

3.5. Extrants tangibles, résultats et bonne communication

Le but des plateformes multi-acteurs est d'obtenir un consensus au sujet des définitions et des solutions aux problèmes. Bien que cette étape initiale puisse être lente et frustrante, parce que c'est l'élaboration d'une vision commune partagée, s'entendre sur des objectifs et établir une communication efficace entre les membres nécessitent du temps et des efforts. Elle ne doit pas être précipitée puisqu'elle est essentielle à l'équité, à la transparence et à l'efficacité de la plateforme (Verhagen et coll., 2008). Cependant, cela ne signifie pas que les extrants devraient être suspendus jusqu'à ce que tous les aspects de la structure de la plateforme aient été définis et un plan complet rédigé. Plusieurs responsables de plateformes multi-acteurs ont trouvé que les intervenants convergent plus facilement vers des extrants tangibles qu'ils perçoivent comme des avantages réels. Il est recommandé de planifier de tels extrants physiques dès le départ (bien que les détails devraient être déterminés avec les intervenants) pour donner un élan au processus en montrant les avantages (Evans et Varma, 2009). Le nœud du problème est de déterminer la rapidité avec laquelle procéder pour démontrer des résultats, tout en le faisant suffisamment lentement pour obtenir une participation véritable (ou acceptable) dans l'établissement des objectifs. Les leçons tirées de WASPA donnent à penser que l'idéal est de créer initialement une vision et un plan (ce qui n'a pas été fait dans ce cas), et de sélectionner des « gains rapides » qui sont peu susceptibles de nuire à tout intervenant ou à tout autre élément du plan, mais qui montrent un engagement envers le processus.

Trouver l'équilibre idéal quant au choix des options et du moment est par conséquent essentiel pour mettre en évidence des résultats valides qui ont l'appui de tous les intervenants, tout spécialement de ceux qui ont le moins d'influence. Le degré de participation réelle est influencé par la manière dont la plateforme perçoit l'attitude de l'initiateur envers elle. De la même manière, cela dépend du temps accordé, notamment sur les plateformes où il y a une grande diversité d'expériences et d'influence des intervenants, qui ont besoin de temps pour se familiariser et se sentir à l'aise.

Il est aussi possible de maintenir l'intérêt grâce à une communication ciblée et appropriée. Tous les processus multi-acteurs exigent un partage des connaissances et une transparence adéquats, qui peuvent être appuyés par l'établissement d'une stratégie de communication dès le départ. Celle-ci devrait inclure une variété d'éléments faisant appel aux différents intervenants, y compris des bulletins, des documents de travail, des notes de synthèse, des affiches, des calendriers, des pièces de théâtre, des articles de journaux, des présentations, des sites Web et des visites d'exposition.

3.6. Mise à l'échelle

La mise à l'échelle s'est jusqu'à présent avérée être l'un des éléments les plus difficiles à atteindre pour les alliances d'apprentissage. Il faut en analyser les causes de façon plus approfondie, mais il est possible d'articuler certains facteurs limitatifs à un niveau superficiel. Premièrement, l'investissement dans les alliances d'apprentissage est élevé, principalement en matière de temps, mais aussi financièrement, ce qui les limite. Dans les cas présentés ici, les trois projets étaient aussi engagés dans une planification d'actions participatives qui peut s'avérer exigeante en termes de ressources (et de temps), et bien que cela puisse se traduire par des résultats locaux positifs, cela peut se faire au détriment d'effets plus vastes. La deuxième raison pour laquelle la mise à niveau n'a pas eu lieu est que les innovations n'étaient tout simplement pas suffisamment captivantes. Troisièmement, il est possible qu'on ait échoué à obtenir un engagement adéquat à des niveaux politiques supérieurs. C'était certainement le cas pour le programme WASPA, mais beaucoup moins pour le projet du RUAF, qui a occasionné certains changements de politiques. Les raisons qui expliquent cela sont complexes, mais encore une fois, elles sont associées au temps, aux ressources, au poids politique au sein du projet, à la décentralisation et au besoin de travailler étroitement avec le gouvernement local, particulièrement sur les plans d'action, puisque la réutilisation des eaux usées ne constitue pas une priorité à l'échelle nationale.

3.7. Répercussions pour l'irrigation avec des eaux usées

Plusieurs de ces points peuvent tout aussi bien s'appliquer au processus multi-latéral de n'importe quelle question. En quoi ces études de cas peuvent-elles ajouter à nos connaissances sur la manière d'améliorer la gestion des eaux usées pour une utilisation agricole productive ? L'examen de la raison pour laquelle les processus multi-acteurs pour l'irrigation avec des eaux usées sont différents aide à ceci :

- L'irrigation avec des eaux usées recoupe les limites sectorielles et géographiques habituelles en matière de politiques et de planification.

- Les intervenants peuvent avoir des points de vue radicalement différents, non seulement sur l'utilisation des eaux usées, mais aussi dans leur compréhension et leur conscience des pratiques actuelles et des risques et avantages potentiels pour la santé et l'environnement.
- Pour certains intervenants, les préoccupations relatives aux risques pour la santé et l'environnement rendent même impossible d'aborder la question, surtout là où c'est en fait illégal.

Ces caractéristiques servent à renforcer la pertinence des résultats, car elles créent des conditions qui nécessitent des négociations, des discussions, l'apprentissage partagé et la recherche de solutions mutuelles, encore plus que dans plusieurs autres secteurs. Par exemple, le deuxième et le troisième points réitèrent le fait que l'initiation doit s'effectuer à l'externe, car il est peu probable que l'élan local soit suffisant en raison des opinions divergentes, mais aussi qu'une facilitation, une représentation et une communication appropriées peuvent donner lieu à des objectifs communs et à des résultats significatifs.

De plus, comme expliqué ci-dessus, il faut se rappeler que le niveau de décentralisation et de dévolution des systèmes de gouvernance, notamment lorsqu'il varie d'un secteur à l'autre, a des conséquences particulières pour l'irrigation avec des eaux usées, ce qui nécessite une intégration intersectorielle.

■ CONCLUSIONS

La gestion et la réutilisation des eaux usées dans les pays moins développés sont spontanées et se produisent souvent dans un vide institutionnel avec de mauvais processus de planification. Dans ces conditions, les plateformes multi-acteurs servent à rassembler les différents acteurs pour solliciter leurs suggestions, en les convaincant qu'une action et un engagement concertés sont les ingrédients nécessaires pour relever des défis particuliers aux eaux usées.

Les opinions des intervenants sur la gestion et la réutilisation des eaux usées sont influencées par leurs perceptions des risques et avantages qui y sont associés en tant que ressource. Il est donc impératif que toutes les voix soient entendues, raison pour laquelle les plateformes multi-acteurs sont cruciales. Il n'existe cependant pas de modèle pour le fonctionnement optimal d'une plateforme ou d'un processus multilatéral ; il varie selon les contextes socioéconomiques et culturels locaux. Pour avoir des répercussions, la plateforme doit s'incorporer au tissu institutionnel existant (Drechsel et coll., 2008).

Comprendre la « bête » métaphorique, que Warner (2007) compare aux processus multi-acteurs, et reproduire ses bons traits de caractère permettront d'assurer un effet maximal aux futurs processus multi-acteurs, sans qu'ils deviennent simplement le discours de responsables de projets et de programmes souhaitant justifier leurs actions. Dans le secteur de l'agriculture avec des eaux usées, les processus multi-acteurs n'ont pas encore été largement utilisés. Dans

les trois études de cas décrites ici (WASPA, RUAF et SWITCH), certains succès sont reconnus, mais les praticiens doivent apprendre à mettre en œuvre et à maintenir efficacement de telles plateformes, les rendant notamment moins exigeantes en termes de temps et de ressources, réalistes dans leurs objectifs et inclusives. Il sera plus facile d'identifier les solutions et de les mettre en œuvre de manière efficace si de telles plateformes permettent de saisir et d'utiliser les connaissances, les expériences et les désirs de tous les acteurs concernés.

■ RÉFÉRENCES

- Arnold, E. et M. Bell (2001). « Some new ideas about research for development », dans *Partnerships at the Leading Edge: A Danish Vision for Knowledge, Research and Development*, Copenhague, Ministère danois des Affaires étrangères, <http://www.um.dk/NR/rdonlyres/7CD8C2BC-9E5B-4920-929C-D7AA978FEEB7/0/CMI_New_Ideas_R_for_D.pdf>.
- Arnstein, S. (1969). « A ladder of citizen participation », *Journal of the American Institute of Planners*, vol. 35, n° 4, p. 216-224.
- Barr, J. J. F. (2001). *Methods for Consensus Building for Management of Common Property Resources*, R7562, DFID Strategy for Research on Renewable Natural Resources, Natural Resources Systems Program, Final Technical Report, Centre for Land Use and Water Resources Research, Newcastle, Université de Newcastle.
- Bunting, S. (2005). *Evaluation Action Planning for Enhanced NR Management in PU Kolkata*, R8365, Natural Resources Systems Program, Final Technical Report, Institute of Aquaculture, Sterling, Université de Sterling.
- Butterworth, J. et M. Morris (2007). *Developing Processes for Delivering Demand-Led Research in Urban Water Management*, Delft, SWITCH, <<http://www.switchurbanwater.eu/outputs/results.php>>.
- Butterworth, J. A. et coll. (2008). *Building More Effective Partnerships for Innovation in Urban Water Management*, Delft, SWITCH, <<http://www.switchurbanwater.eu/outputs/results.php>>.
- Chambers, R. (1994). « The origins and practice of participatory rural appraisal », *World Development*, vol. 22, n° 7, p. 953-969.
- Cofie, O. et coll. (2005). « Past, present and future scenarios of urban agriculture in West Africa », Banjul, document présenté lors de l'atelier de travail stratégique régional sur l'agriculture urbaine en Afrique occidentale.
- Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement (CNUED) (1992). Sommet mondial sur le développement durable (SMDD), Johannesburg, 26 août au 4 septembre 2002, <<http://www.worldsummit2002.org/index.htm>>.
- Dingfelder, S. F. (2004). « From toilet to tap: Psychologists lend their expertise to overcoming the public's aversion to reclaimed water », *American Psychological Association Monitor Online*, vol. 35, n° 8.
- Drechsel, P. et coll. (2008). « Linking research, capacity building, and policy dialogue in support of informal irrigation in urban West Africa », *Irrigation and Drainage*, vol. 57, p. 268-278.
- Dubbeling, M. et H. de Zeeuw (2007). *WP 1 Multi-Stakeholder Policy Formulation and Action Planning for Sustainable Urban Agriculture Development*, Working Paper Series 1, Leusden, ETC Urban Agriculture/RUAF Foundation.
- Ensink, J. H. J., R. W. Simmons et W. van der Hoek (2004). « Wastewater use in Pakistan: The cases of Haroonabad and Faisalabad », dans C. A. Scott et coll. (dir.), *Wastewater Irrigated Agriculture: Confronting Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing.

- Ensink, J. H. J., R. W. Simmons et W. van der Hoek (2008). «Livelihoods from wastewater: Water reuse in Faisalabad, Pakistan», dans B. Jiménez et coll. (dir.), *International Survey on Water Reuse*, Londres, IWA Publishing.
- Evans, A. E. V. et S. Varma (2009). «Practicalities of participation in urban IWRM: Perspectives of wastewater management in two cities in Sri Lanka and Bangladesh», *Natural Resources Forum*, vol. 33, p. 19-28.
- Grimble, R. et K. Wellard (1997). «Stakeholder methodologies in natural resource management: A review of principles, contexts, experiences and opportunities», *Agricultural Systems*, vol. 55, n° 2, p. 173-193.
- Hamilton, A. J. et coll. (2007). «Wastewater irrigation: The state of play», *Vadose Zone Journal*, vol. 6, p. 823-840.
- Huibers, F. P. et J. B. van Lier (2005). «Use of wastewater in agriculture: The water chain approach», *Irrigation and Drainage*, vol. 54, p. S3-S9.
- Lundy, M., M. V. Gottret et J. Ashby (2005). *Learning Alliances: An Approach for Building Multi-Stakeholder Innovation Systems*, Rome, ILAC Brief No. 8, Intuitiional Learning and Change, <http://www.cgiar-ilac.org/files/publications/briefs/ILAC_Brief08_alliances.pdf>.
- Mitchell, B. (1997). *Resource and Environmental Management*, Édimbourg, Longman.
- Moriarty, P., C. Batchelor et P. Laban (2005a). *The EMPOWERS Participatory Planning Cycle for Integrated Water Resources Management*, Amman, EMPOWERS.
- Moriarty, P. et coll. (2005b). *Background Paper for the Symposium: Learning Alliances for Scaling Up Innovative Approaches in the Water and Sanitation Sector*, Delft, IRC International Water and Sanitation Centre.
- Morris, M. (2006). *Learning Alliance Briefing Note No. 1: An Introduction to Learning Alliances*, Delft, SWITCH.
- Neubert, S. (2004). «Is reuse of treated wastewater a promising strategy for water scarce countries? A stakeholder analysis in Tunisia», Bonn, rapport préparé pour l'Institut allemand du développement.
- Po, M., J. D. Kaercher et B. E. Nancarrow (2003). *Australian Water Conservation and Reuse Program: Literature Review of Factors Influencing Public Perceptions of Wastewater Reuse*, CSIRO Land and Water Technical Report 54/03, Collingwood, CSIRO Publishing.
- Ramírez, R. (2001). «Understanding the approaches for accommodating multiple stakeholders interests», *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, vol. 1, n°s 3-4, p. 264-285.
- Reed, M. S. (2008). «Stakeholder participation for environmental management: A literature review», *Biological Conservation*, vol. 141, p. 2417-2431.
- Russell, S. et C. Lux (2006). *Getting over Yuck: Moving from Psychological to Cultural Analyses of Responses to Water Recycling. Methodologies for Public Acceptance Studies and Consultation*, Working Paper 2, New South Wales, Université de Wollongong.
- Sanginga, P. C. et coll. (2007). «Enhanced learning from multi-stakeholder partnerships: Lessons from the Enabling Rural Innovation in Africa Programme», *Natural Resources Forum*, vol. 31, p. 273-285.
- Smits, S., C. da Silva et A. E. V. Evans (2010). *Integrated Planning for Sanitation and Reuse of Wastewater: Experiences from Two Cities in Bangladesh and Sri Lanka*, Delft, IRC Working Paper, <http://www.irc.nl/redir/content/download/147829/485332/file/OP44_WASPA_2010.pdf>.
- Smits, S. et coll. (2007). «Scaling up innovations through Learning Alliances: An introduction to the approach», dans S. Smits et coll. (dir.), *Learning Alliances: Scaling Up Innovations in Water, Sanitation and Hygiene*, Technical Paper Series 47, Delft, IRC, p. 3-17.

- Steins, N. A. et V. M. Edwards (1998). « Platforms for collective action in multiple-use CPRs », document présenté à Crossing Boundaries, la septième conférence annuelle de la International Association for the Study of Common Property, Vancouver, 10 au 14 juin, disponible au <<http://www.indiana.edu/~iascp/abstracts/612.html>>.
- Stenekes, N. et coll. (2006). « Risk and governance in water recycling: Public acceptance revisited », *Science, Technology and Human Values*, vol. 31, n° 2, p. 107-134.
- SWITCH (2008). *Sustainable Water Management in the City of the Future: A Mid-Term Review of Integration in SWITCH*, Delft, SWITCH.
- Veenhuizen, R. van et coll. (2007). « Multiple sources of water for multifunctional urban agriculture. 2nd SWITCH Scientific Meeting », Delft, SWITCH.
- Verhagen, J., J. Butterworth et M. Morris (2008). « Learning alliances for integrated and sustainable innovations in urban water management », *Waterlines*, vol. 27, n° 2, p. 116-124.
- Warner, J. (2006). « More sustainable participation ? Multi-stakeholder platforms for integrated catchment management », *Water Resources Development*, vol. 22, n° 1, p. 15-35.
- Warner, J. (2007). « The beauty of the beast: Multi-stakeholder participation for integrated catchment management », dans J. Warner (dir.), *Multi-Stakeholder Platforms for Integrated Catchment Management*, Aldershot, Ashgate.

Page Laissée Vide Intentionnellement

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Page Laissée Vide Intentionnellement

Les défis et les perspectives pour atténuer les risques dans les pays à faible revenu

*Christopher A. Scott, Pay Drechsel, Liqa Raschid-Sally,
Akiça Bahri, Duncan Mara, Mark Redwood
et Blanca Jiménez Cisneros*

■ RÉSUMÉ

L'irrigation avec des eaux usées est un phénomène répandu et grandissant qui pose différents degrés de risque. Qu'elle soit pratiquée de manière spontanée dans l'agriculture urbaine et périurbaine, ou qu'elle soit planifiée comme partie intégrante de programmes de réutilisation des eaux, la production alimentaire et fourragère à l'aide d'eaux usées non traitées ou d'effluents traités peut avoir de graves conséquences sur la santé des agriculteurs et des consommateurs, tout en dégradant l'environnement de façon irréversible. Dans les pays à faible revenu, la pollution de l'eau est souvent le résultat d'une collecte et d'un traitement inadéquats des eaux usées et de leur évacuation non planifiée dans des cours d'eau. Pour rendre l'irrigation avec des eaux usées plus sécuritaire, il faut une combinaison de diverses barrières pour lutter contre les pathogènes, y compris, là où c'est possible, un traitement approprié des eaux usées. En vue d'assurer que ces stratégies fonctionnent de manière intégrée et mutuellement favorable, il faut procéder à un changement de paradigme multisectoriel dans l'approche commune de gestion des eaux usées à évacuer. Il est en outre essentiel de poursuivre la recherche (particulièrement dans les pays en développement) sur les types de risques et leur gravité, les options d'atténuation réalisables sur le plan local, le rapport coût-efficacité des pratiques d'irrigation avec des eaux usées plus

sécuritaires par rapport à d'autres interventions de lutte contre la diarrhée, et de faciliter l'adoption d'options « sans traitement » et « post-traitement ». Ce dernier chapitre donne un aperçu de l'irrigation avec des eaux usées en intégrant les principales conclusions de ce livre, synthétisant les éléments clés de la situation mondiale actuelle et des défis à relever en matière d'assainissement et d'irrigation avec des eaux usées, en accordant une importance particulière aux directives de l'OMS. Il souligne également les possibilités de gouvernance des eaux usées qui offrent le plus grand potentiel pour une irrigation sans risque, tout en relevant simultanément les multiples défis qui découlent des crises mondiales associées à l'assainissement, à l'eau et à la sécurité alimentaire.

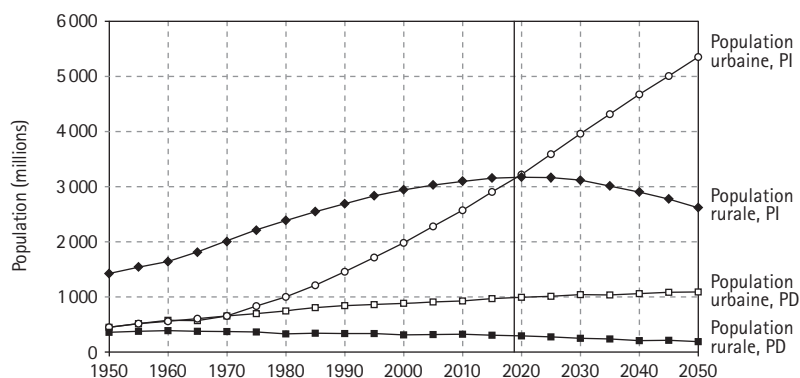
■ INTRODUCTION

Puisque les crises de l'eau et de l'assainissement servent de catalyseurs clés à une irrigation avec des eaux usées qui est planifiée et non planifiée, respectivement, la récente hausse du prix des aliments a suscité de nouveau l'intérêt du public envers une production alimentaire sécuritaire dans les villes et leurs alentours. Les trois défis (eau, assainissement et aliments sains) gagnent en importance alors que les villes grandissent (figure 19.1). Selon l'évaluation globale de la gestion de l'eau dans l'agriculture (*Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*), l'agriculture urbaine et périurbaine souffre davantage de la piètre qualité de l'eau. À l'heure actuelle, les agriculteurs doivent déjà utiliser des sources d'eau polluée pour l'irrigation dans quatre villes sur cinq des pays en voie de développement (Raschid-Sally et Jayakody, 2008).

Au cours des dix dernières années, l'intérêt accru envers l'utilisation des eaux usées non traitées pour l'irrigation a produit un large éventail de publications et de rapports sur les avantages associés à la subsistance et à l'approvisionnement alimentaire. Il s'est aussi avéré tout à fait clair que l'approche consistant à interdire cette pratique en grande partie informelle ne fonctionnera pas (Scott et coll., 2004). Le principal défi consiste à maximiser les avantages de l'utilisation des eaux usées tout en protégeant la santé du public et l'environnement, à savoir rendre sécuritaire l'utilisation des eaux usées tout en augmentant sa valeur comme ressource pour traiter des pénuries d'eau physiques ou économiques (voir la déclaration d'Hyderabad de 2002 sur l'utilisation des eaux usées en agriculture, <http://www.iwmi.cgiar.org/health/wastew/Hyderabad_declaration.htm>).

L'agriculture urbaine et périurbaine est florissante dans les pays à faible revenu. Les migrants ruraux aménagent dans les villes où des parcelles dégagées et des ressources en eaux usées leur permettent de tirer profit des demandes urbaines pour des cultures commerciales traditionnelles et non traditionnelles, comme les légumes exotiques irrigués consommés en salades. Ces changements de démographie et de production dans le domaine de l'approvisionnement alimentaire surviennent parallèlement à l'augmentation du pouvoir d'achat de la

Figure 19.1 POPULATION MONDIALE DEPUIS 1950, PROJETÉE JUSQU'EN 2050



PD = pays en développement ; PI = pays industrialisés.

Source : Organisation des Nations Unies (2008).

classe moyenne urbaine et à la prolifération des marchés urbains pour répondre à la demande. Cela se solde par un élargissement des voies de transmission des risques sanitaires pouvant découler de la pollution de l'eau et de l'irrigation avec des eaux usées.

Comparées aux populations rurales, les voies communes peuvent varier. Alors que dans les zones rurales, les légumes exotiques et les salades crues sont peut-être inconnus et qu'une eau potable sûre constitue toujours un défi de taille, la situation peut s'avérer très différente pour les citadins. Bien que les populations urbaines puissent tirer profit d'un meilleur régime et de l'accès à l'eau et aux soins de santé, la migration de détresse, le plus grand nombre de personnes dont le système immunitaire est compromis (pour beaucoup en raison de la pandémie du sida), la plus grande consommation d'aliments de rue et la densité urbaine accrue d'habitants de bidonvilles, qui n'ont pas accès à un assainissement adéquat, constituent un nouvel ensemble de facteurs de risque, de « zones sensibles » et de voies possibles d'épidémies.

Les zones sensibles mondiales pour les risques sanitaires associés à l'irrigation avec des eaux usées – et d'autres risques sanitaires liés à l'assainissement et à l'évacuation inadéquats des eaux usées – se composent particulièrement des pays et régions où le traitement des eaux usées, à savoir investir dans des installations de traitement et les exploiter, continue de surpasser les capacités des gouvernements. De plus, c'est ici où les voies d'exposition sont diffuses pour ceux qui irriguent avec des eaux usées (les agriculteurs urbains) et surtout pour les consommateurs le long de la chaîne alimentaire. Dans de tels cas, il est essentiel d'offrir de l'information aux autorités locales sur l'éventail d'options existantes et potentielles pour minimiser les risques sanitaires.

Dans ce dernier chapitre, nous faisons la synthèse de la vision actuelle de l'irrigation avec des eaux usées en s'inspirant fortement des autres chapitres de ce livre, qui ne sont pas cités directement ici. Le lecteur est appelé à lire le livre au complet, qui est conçu pour dégager les arguments en faveur de l'irrigation sans risque des eaux usées en présentant le contexte actuel, en donnant des détails sur l'évaluation et l'atténuation des risques, et finalement en tenant compte des défis et réactions en matière de gouvernance et de politiques. Nous avons comme objectif d'offrir un aperçu intégré de l'irrigation avec des eaux usées et de l'atténuation des risques sanitaires qui y sont associés dans les pays en développement.


Pour caractériser la nature multifactorielle de la pratique, nous faisons référence aux définitions du chapitre 1. De plus, afin d'exposer au lecteur les deux situations les plus courantes, mais fondamentalement différentes de l'utilisation des eaux usées, en ce qui a trait à leur importance géographique, leurs catalyseurs et défis (tableau 19.1), nous faisons référence tout le long de ce chapitre à deux types en particulier :

1. L'utilisation non planifiée des eaux usées en agriculture est une pratique très courante et répandue dans les centres urbains et à proximité de ceux-ci dans les pays en développement, découlant principalement d'un assainissement inadéquat et de la pollution étendue des cours d'eau de surface. Cela se traduit par une irrigation des cultures avec de l'eau très polluée qui peut être non traitée, partiellement traitée ou qui se compose, dans la plupart des cas, d'eaux usées diluées. Une telle utilisation s'observe à la fois dans les régions humides et arides et elle continuera d'augmenter tant et aussi longtemps que les investissements dans la gestion des eaux usées ne suivront pas le rythme de croissance de la population et de l'urbanisation, menant à une pollution incontrôlée des sources d'eau.
2. L'utilisation planifiée des eaux usées est plus courante dans les régions sèches où les eaux usées sont généralement canalisées, après un traitement partiel à tout le moins, pour une réutilisation agricole contrôlée afin de compenser la pénurie d'eau. Cette pratique gagne en importance en raison du contexte prédominant de la rareté de l'eau.

Nous estimons l'étendue globale de l'irrigation planifiée avec des eaux usées à un ordre de grandeur inférieur à celui de l'irrigation non planifiée (voir la figure 19.2).

Contrairement à la perception commune selon laquelle le principal défi de l'irrigation avec des eaux usées consiste davantage à concevoir et à mettre en œuvre des modèles sécuritaires d'irrigation avec des eaux usées, la réalité courante de l'irrigation non planifiée au moyen d'eaux usées fait en sorte que les autorités doivent prendre des mesures immédiates pour s'attaquer aux risques possibles afférents aux parcelles informelles situées dans les espaces urbains et périurbains. Même si cela peut mener uniquement à une « limitation des dégâts »

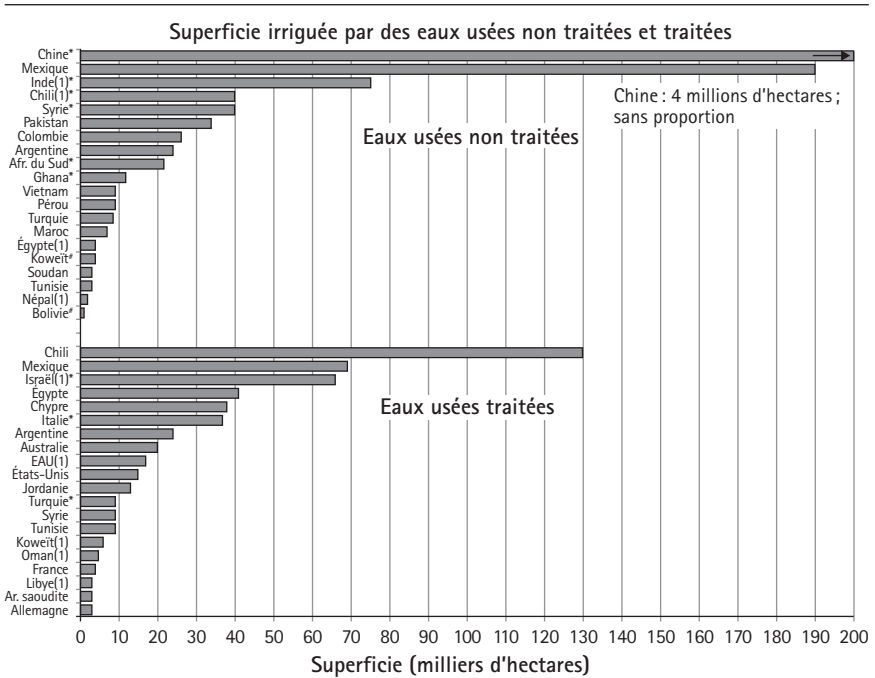
Tableau 19.1 CARACTÉRISTIQUES DE DEUX PRINCIPAUX TYPES D'IRRIGATION AVEC DES EAUX USÉES

	Utilisation non planifiée (indirecte)	Utilisation planifiée (directe)
Système de gestion	Activités non planifiées le long des cours d'eau des centres urbains, ou à proximité de ceux-ci	Utilisation planifiée à un endroit précis
Climats	Sous tous les climats, principalement là où il y a un mauvais assainissement	Surtout les climats arides, mais aussi ceux où il y a une pénurie d'eau économique
Lieux physiques	Zone diffuse	Sites précis situés près d'installations de traitement actuelles ou potentielles, ou canalisés vers des sites agricoles
Reconnaissance officielle	Secteur souvent informel	Secteur formel
Qualité de l'eau	Elle varie grandement, allant des eaux usées non traitées à partiellement traitées, à des eaux usées généralement diluées, ou selon la saison	Des eaux usées traitées, partiellement traitées et aussi brutes
Accent sur l'atténuation des risques sanitaires	Des mesures plus sécuritaires d'irrigation et post-récolte surtout pour l'irrigation sans restrictions	Traitement pour la réutilisation ; possibilités de restrictions relatives aux cultures
Capacités institutionnelles existantes	Faibles à modérées	Modérées à élevées
Principal défi en matière de politique	Équilibrer les avantages par rapport aux risques ; contrôle de la pollution	Gouvernance des eaux usées pour une réutilisation sécuritaire et productive
Défi associé à l'atténuation des risques	Mesures incitatives pour soutenir l'adoption de mesures d'atténuation des risques	Entretien des installations de traitement et contrôle des mesures post-traitement
Position sur l'échelle de l'assainissement	Inférieure 	Supérieure

(Drechsel et Raschid-Sally, 2009), il faut un cadre d'évaluation et d'atténuation des risques pour établir la priorité de mesures de gestion des risques bien ciblées et appropriées sur le plan local, ainsi que pour les mettre en œuvre. Ce concept repose sur les *Directives relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréments et des eaux grises* de 2006 de l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2006), qui accordent une importance particulière à l'utilisation non planifiée des eaux usées.

En réalité, il était essentiel de mettre l'accent sur la question. Dans de nombreux pays en développement, les autorités sont peu outillées pour traiter de la pollution ponctuelle et elles sont de plus en plus confuses quant aux dangers diffus. Elles n'ont jamais utilisé de méthodes d'évaluation des risques ; il manque de données pour la quantification des risques ; et il n'y a pas d'information locale sur l'effet des mesures d'atténuation disponibles en matière de sécurité, de potentiel de réduction des risques et d'acceptabilité économique et culturelle. Les

Figure 19.2 PAYS AYANT LES PLUS GRANDES ZONES IRRIGUÉES AVEC DES EAUX USÉES NON TRAITÉES OU TRAITÉES



* Données incertaines

(1) Superficie probablement sous-estimée

Pratique signalée (incluant la foresterie), données manquantes

Sources : Jiménez et Asano (2008), modifié ; pour la Chine : Xianjun et coll. (2003).

directives de l'OMS font la distinction entre ces situations et ces pays où le traitement seul peut réussir à briser le cycle des pathogènes, et ceux qui sont au bas de « l'échelle sanitaire », où seules des approches différentes ou une combinaison de pratiques avec traitement et sans traitement (ou post-traitement) permettront d'obtenir une réduction acceptable des risques. Cela ne signifie pas qu'il devrait y avoir des normes différentes pour divers pays. Au contraire, conformément à la philosophie des directives de l'OMS, tous les pays devraient viser le même fardeau tolérable de la maladie par personne par année. Cependant, la rapidité avec laquelle un pays pourra atteindre cette cible dépendra de sa situation et de son contexte actuels, de même que de ses capacités à progresser en matière de gestion et de ressources humaines. Une approche par étapes est recommandée, puisque chaque réduction de risque est préférable à aucune. Il faut toutefois garder à l'esprit que le moyen choisi grâce à différentes combinaisons d'options avec traitement et post-traitement peut changer alors que le pays évolue et délaisse les options plus humaines au profit d'options plus techniques.

■ 1. ÉVALUATION ET ATTÉNUATION DES RISQUES, DIRECTIVES DE L'OMS

Les groupes « à risque » les plus importants sont, d'une part, les agriculteurs ou les travailleurs agricoles et leurs familles et, d'autre part, les consommateurs d'aliments, notamment lorsque des légumes irrigués sont mangés crus (par exemple la laitue et les tomates). Un troisième groupe parfois mentionné se compose des collectivités vivant près des zones d'irrigation avec des eaux usées (à la fois planifiée et non planifiée), où peut se produire une contamination accidentelle. Dans la plupart des cas, ces groupes présentent différents degrés de connaissance au sujet des dangers auxquels ils font peut-être face. Lorsque les agriculteurs connaissent les risques sanitaires associés à leur travail, ils les acceptent souvent comme faisant partie de leur métier, alors que les consommateurs ne sont généralement pas au courant de la source et du traitement liés à leurs aliments et s'ils l'étaient, ils préféreraient une autre source. De plus, dans de nombreux pays en développement, le niveau d'instruction de la majorité des consommateurs est faible en ce qui a trait aux « germes » et à leur transmission.

Le changement de cap de l'OMS qui passe des seuils de qualité de l'eau, à savoir les niveaux critiques de pathogènes dans l'eau d'irrigation, vers des objectifs d'ordre sanitaire, reconnaît les besoins des pays en développement qui n'ont toujours pas les moyens de payer pour des systèmes de gestion des eaux usées à grande échelle. Alors que des seuils de qualité des effluents peuvent servir pour certaines installations de traitement et des plans de réutilisation des eaux usées connexes, ils peuvent difficilement être atteints dans le cas bien plus courant de l'utilisation non planifiée des eaux usées le long de cours d'eau généralement pollués. La nouvelle orientation qui met l'accent sur les objectifs d'ordre sanitaire et les barrières multiples pour lutter contre les pathogènes donne aux gestionnaires locaux s'occupant des risques sanitaires la souplesse nécessaire pour traiter de la situation de l'utilisation non planifiée. Les nouvelles directives tentent donc de satisfaire de la même manière à l'éventail complet des pays, du bas de l'échelle de l'assainissement (les pays en développement) au haut de l'échelle (les pays industrialisés).

Pour les mêmes objectifs d'ordre sanitaire cependant, les utilisations non planifiées et planifiées des eaux usées demandent des approches différentes de gestion des risques et des directives correspondantes (tableau 19.1). Cela soulève la question à savoir si les directives de l'OMS devraient faire une meilleure distinction entre les différents scénarios, ce qui les rendrait plus faciles à interpréter pour les intervenants de divers groupes. La nature générale actuelle des directives de l'OMS fait qu'elles sont inutilement complexes, ce qui nuit à leur adoption et à leur lisibilité, plus particulièrement pour les décideurs. Cependant, comme ceux présentés dans ce livre, le nombre d'exemples pratiques augmente, montrant que les nouvelles directives de l'OMS sont réalisables, mais qu'il faut renforcer davantage les capacités pour leur adaptation locale en raison de la nouveauté de l'approche.

Avec comme objectif la santé des travailleurs agricoles et des consommateurs, la réduction des risques à l'échelle locale peut s'inspirer d'un éventail de mesures. Celles-ci peuvent inclure non seulement le traitement des eaux usées, mais aussi des options de post-traitement comme la mortalité massive post-récolte des pathogènes et des méthodes plus sécuritaires de collecte des eaux usées, de mise en œuvre et de transformation des produits. Plutôt que d'avoir une seule mesure qui procure l'effet désiré, la combinaison de telles mesures peut permettre de réduire le fardeau supplémentaire de la maladie découlant de l'utilisation agricole des eaux usées à des niveaux acceptables.

Les directives de 2006 de l'OMS suggèrent de combiner l'évaluation quantitative des risques microbiens et la méthode de Monte Carlo (EQRM-MC) pour déterminer le niveau de risque potentiel ou, autrement dit, la réduction de pathogènes requise au moyen d'une combinaison de mesures de contrôle pour la protection de la santé qui sont appropriées sur le plan local. Cependant, même lorsque les données disponibles ne permettent pas d'utiliser l'EQRM, il est tout à fait raisonnable d'être prudent et de viser une réduction de cinq à six unités logarithmiques de pathogènes sur les produits irrigués. Différentes combinaisons d'options de traitement et de post-traitement peuvent être utilisées pour protéger les consommateurs selon leur disponibilité et leur potentiel de mise en œuvre, qu'il faut évaluer localement. Une combinaison possible peut compter deux unités logarithmiques par le biais d'un traitement, trois unités logarithmiques à partir d'une irrigation plus sécuritaire et de la mortalité massive des pathogènes, et une unité logarithmique grâce au lavage des produits dans de l'eau propre. Cet exemple nécessite seulement la capacité du laboratoire à analyser, par exemple, *E. coli* comme l'indicateur le plus courant de pathogène, sans la stricte nécessité de comprendre la théorie des directives, l'EQRM et le concept des années de vie corrigées de l'incapacité (AVCI). Toutefois, l'avantage de l'EQRM deviendrait évident si le risque réel est moindre et que moins d'efforts (et de coûts associés) sont nécessaires pour protéger la santé.

Il y a toujours de nombreuses questions clés à régler (encadré 19.1).

Encadré 19.1 DÉFIS TECHNIQUES ET SOCIO-INSTITUTIONNELS CLÉS

Évaluation des risques sanitaires

Les directives de l'OMS reposent sur des modèles qui ont été largement élaborés et contrôlés dans les pays développés. Cela soulève la nécessité de réaliser des études dans les pays en développement pour adapter ou améliorer les approches existantes d'évaluation des risques (l'exposition réelle, les estimations de dose-réponse, l'immunité, etc.), et pour accroître notre compréhension de la concordance entre les organismes indicateurs facilement recueillis et analysés et les pathogènes qui sont pertinents à l'échelle locale, et éventuellement les résultats de l'analyse de l'EQRM. Un autre défi est que l'évaluation des risques et les mesures d'atténuation (post-traitement), somme toute, traitent uniquement des menaces associées aux pathogènes alors que, notamment dans les

économies émergentes, le débit d'eaux usées industrielles (ou chimiquement polluées) exige qu'on y porte une plus grande attention. Il faut s'inspirer des travaux de Chang et coll. (1995) pour mettre davantage au point les outils d'évaluation quantitative des risques chimiques (EQRC), notamment des applications informatisées semblables à celles des EQRM.

Mise en œuvre des directives de l'OMS

Alors que les anciens seuils simples de qualité de l'eau semblent toujours attrayants, même s'ils sont souvent irréalistes, la nouvelle approche plus souple – avec de nombreuses options, des besoins d'évaluation des risques fondés sur des formules et des objectifs d'ordre sanitaire exprimés en AVCI – est tout naturellement complexe et sa mise en œuvre nécessite une importante interprétation pour différentes situations. Jusqu'à présent, une réaction courante des organismes, des fonctionnaires et des autres responsables de la gestion des eaux usées, particulièrement en ce qui a trait à l'utilisation indirecte, est que les directives sont tout simplement trop complexes à comprendre et à utiliser. Pendant ce temps, pour ceux qui planifient une utilisation directe des eaux usées, elles sont trop générales et il y manque les « bons vieux » seuils conventionnels de qualité de l'eau. Dans les cas de réutilisation planifiée cependant, les directives appuient des normes rigoureuses pour la qualité de l'eau, s'il est possible de les maintenir, et recommandent des mesures post-traitement supplémentaires uniquement si le traitement à lui seul ne peut mener à la réduction logarithmique requise pour l'irrigation restreinte ou non restreinte prévue. Comme résumé plus haut, lorsque les institutions doivent relever le vaste défi de l'utilisation indirecte et des capacités de gestion internes faibles, il n'est pas nécessaire d'effectuer une EQRM pour mettre en pratique les directives, notamment dans des situations où il y a peu ou pas de données locales disponibles. Il faudra néanmoins procéder à une grande sensibilisation pour expliquer les options offertes par les directives dans ce contexte et dans d'autres situations.

Protéger les travailleurs sur le terrain

Alors que la plupart des exemples cités plus haut font référence aux consommateurs, les travailleurs sur le terrain sont mieux protégés par le biais du traitement des eaux usées. Toutefois, puisque cela peut contribuer uniquement à une réduction de deux unités logarithmiques des pathogènes, il faut peut-être recourir à d'autres interventions. Un niveau tolérable de pathogènes peut être assumé pourvu que les travailleurs et les agriculteurs soient informés des risques et qu'ils acceptent des mesures de réduction des risques, par exemple de porter des vêtements de protection, d'éviter tout contact avec l'eau lorsqu'ils vont en chercher (par pompage plutôt que par immersion) et qu'ils procèdent à l'irrigation (par rigoles plutôt que sur frondaison à l'aide d'arrosoirs), ou par le biais d'une hygiène personnelle et d'un traitement anti-helminthique régulier. Dans la pratique cependant, la sensibilisation des agriculteurs quant aux risques est souvent faible, ou encore les problèmes perçus sont souvent considérés comme faisant partie intégrante du travail.

Repenser la gestion des eaux usées

Lorsque les pays s'orientent vers une utilisation planifiée directe, les principaux défis peuvent être variés, notamment en ce qui concerne la législation pour l'utilisation des eaux usées et le contrôle de la pollution, le génie sanitaire (des technologies à mettre en œuvre localement pour éliminer les pathogènes), les facteurs économiques (les coûts et les avantages des options avec traitement et sans traitement), et les capacités et les relations institutionnelles. Plus particulièrement, les

relations institutionnelles sont nécessaires pour renforcer de manière constructive les liens entre les secteurs de l'assainissement et de l'agriculture, par exemple au moyen de plateformes multi-acteurs. Ce qu'il faut surtout, c'est un changement de paradigme pour concevoir des installations de traitement non pas pour évacuer les eaux usées, mais plutôt pour rehausser la conservation des ressources tout en ayant une valeur économique, en établissant une liaison en aval des notions de «conception pour les services». Cette approche, qui demande un renforcement des capacités au-delà des limites des disciplines conventionnelles, peut fonctionner dans les deux sens en amenant les eaux usées traitées à la ferme ou en amenant les principes de traitement des eaux usées aux agriculteurs. À vrai dire, il y a de nombreuses options pour le traitement des eaux usées à différentes échelles qui sont simples à utiliser, efficaces pour éliminer les pathogènes et qui favorisent la réutilisation en conservant les nutriments cultureaux.

Acceptabilité sociale

Les défis sociaux associés à l'irrigation sans risque avec des eaux usées ont jusqu'à présent été observés en lien avec l'inconfort culturel de réutiliser les déchets humains, qui est en réalité moins fréquent que prévu parmi les agriculteurs. La capacité des individus et des collectivités agricoles d'adopter et de maintenir des options d'atténuation des risques post-traitement constitue un plus grand défi. Cela est important puisqu'on perd le rapport coût-efficacité de ces options si elles ne sont pas maintenues après leur mise en œuvre initiale. Autrement dit, une adoption durable est cruciale. Alors que la sécurité d'une utilisation directe est fondée sur le fonctionnement des installations de traitement, la réduction des risques dans le secteur informel repose largement sur l'acceptation de pratiques plus sécuritaires pour l'irrigation ou le lavage des légumes. Puisque les agriculteurs ou les marchands ne voient peut-être pas d'avantages directs à changer leur comportement, il faut mener des études en vue de comprendre les connaissances et les perceptions locales. Cela permettra de suggérer de possibles mesures incitatives positives ou négatives et des approches de marketing social pour faire la promotion des pratiques recommandées ayant le plus grand potentiel d'adoption locale. Les directives actuelles de l'OMS ne traitent pas de ces défis et options.

Évaluation intégrée et comparative des risques au-delà de l'utilisation des eaux usées

Un des principaux défis est de sortir du cadre de réflexion des eaux usées en agriculture. Il existe un large éventail de voies de contamination fécales-orales provoquant des maladies diarrhéiques (Fewtrell et coll., 2007), et le présent livre n'aborde que quelques-unes d'entre elles. Les décideurs cependant s'intéressent à la situation dans son ensemble, qui comprend tous les facteurs de risque qui y contribuent. Pour eux, la question clé devrait être : « Quels facteurs de risques et quelles voies de transmission dans ma ville sont susceptibles de causer des épidémies de diarrhée et une crise de santé publique ? » Pour répondre à cela, il faut comparer la contribution des risques de différentes sources et identifier des mesures d'atténuation axées sur des cibles, puis évaluer lesquelles préviennent de manière la plus rentable la diarrhée, compte tenu des limites prédominantes en matière de ressources. La consommation de légumes irrigués avec des eaux usées ne constitue peut-être pas le plus important danger à cet égard et bien qu'il s'agisse peut-être d'une bonne nouvelle pour le secteur des eaux usées, cela n'atténue pas l'importance de la crise de l'assainissement.

■ 2. RÉPERCUSSIONS SUR LES POLITIQUES ET LA GOUVERNANCE

Compte tenu de l'historique des stratégies d'assainissement qui ont échoué et coûté cher, il est évident qu'une approche « taille unique » d'atténuation des risques ne convient plus pour bon nombre de pays. S'inspirant de cette expérience, qui se reflète dans les évaluations incluses dans ce livre, l'OMS favorise une approche par étapes progressive pour l'utilisation bénéfique et sécuritaire des eaux usées, où chaque étape permet non seulement de réduire les risques, mais également de renforcer les capacités des institutions à évoluer méthodiquement vers la prochaine phase de gestion des eaux usées et des risques qui y sont associés. La réalisation progressive des objectifs d'ordre sanitaire peut se traduire par l'agrandissement physique graduel d'un réseau d'égout, mais également par une volonté politique grandissante d'avoir des investissements continus dans le secteur de la santé et de l'assainissement.

Cependant, jusqu'à présent, le rendement des investissements dans le traitement des eaux usées a eu un effet limité face aux changements rapides en matière de démographie et de pauvreté urbaines. Les investissements dans des processus et des politiques de traitement complexes sur le plan technologique ont échoué en raison d'installations mal planifiées, mal exploitées et mal gérées, d'institutions sous-financées, de capacités limitées quant aux ressources humaines et de défis financiers importants. Par exemple, un examen de près de 200 installations de traitement des eaux usées au Brésil – une économie relativement bien développée – a révélé que la plupart des installations ne sont pas fiables et qu'elles sont sujettes à des défaillances (Oliviera et von Sperling, 2008). La situation en Afrique subsaharienne est plus grave. Au Ghana, seuls 10 pour cent des quelque 70 installations de traitement des eaux usées et boues de vidange identifiées au pays fonctionnaient toujours comme prévu. Même si elles fonctionnaient toutes, moins de 10 pour cent des eaux usées urbaines seraient traitées (IWMI, non publié). Il est aussi évident que l'absence d'assainissement approprié a des répercussions sur la santé et les coûts. Le programme d'approvisionnement en eau et d'assainissement de la Banque mondiale a produit une recherche révélant qu'aux Philippines, au Vietnam, au Cambodge et en Indonésie, neuf milliards de dollars américains sont perdus chaque année en raison d'un assainissement inadéquat. Cela représente deux pour cent du PIB de ces pays (Water and Sanitation Program, 2007).

Comme nous l'avons déjà mentionné dans le contexte d'une gestion et d'une utilisation bénéfiques des eaux usées, la réduction des risques sanitaires nécessitera une combinaison d'options de traitement et de post-traitement. Le traitement, lorsqu'il est réalisable, constitue l'option idéale, mais demande une planification adéquate et la sélection d'options technologiques appropriées. Il existe des exemples de pays à revenu intermédiaire, comme le Mexique, la Jordanie et la Tunisie, qui ont entrepris la réutilisation planifiée fondée sur le traitement. Toutefois, le rythme est établi en définitive, par inadvertance, par les économies agricoles intensives et commerciales comme celle de la Californie,

qui a investi des sommes considérables pour financer la construction, l'exploitation et l'entretien d'un réseau d'installations de traitement des eaux usées. En outre, on estime qu'au cours des 20 prochaines années, il faudra 20 milliards de dollars américains pour financer les dépenses en immobilisations prévues pour les infrastructures de cet état et pour maintenir le réseau existant, ce qui représente 210 fois le montant actuellement au budget à cette fin (Food and Water Watch, 2008). Il convient d'ajouter que les infrastructures et le traitement hydrauliques comptent parmi les infrastructures les moins autonomes financièrement, lorsqu'on les compare aux infrastructures de télécommunications, d'électricité, etc. (Serageldin, 1994), et qu'il faudrait mener des études financières sur l'ensemble des avantages associés aux infrastructures liées à l'approvisionnement en eau et en eaux usées. Les demandes pour financer et augmenter le traitement dans les pays à faible revenu doivent correspondre à la réalité sur le terrain, et les ressources précieuses doivent être investies judicieusement afin de maximiser les avantages pour la santé publique. Une gestion efficace des risques requiert une approche plus progressive et méthodique qui intègre de nouveaux acteurs dans le processus de gestion des eaux usées et des installations de traitement, de la ferme au consommateur. La bonne combinaison de processus de traitement des eaux usées et de stratégies de gestion des risques demeure l'objectif.

Nous reconnaissons qu'il est difficile d'obtenir, du moins à court terme, un réseau d'assainissement élargi et un traitement connexe des eaux usées dans de nombreux pays où les ressources sont limitées. Cela doit néanmoins demeurer l'objectif, à moins que des approches de remplacement, telles que la mise en œuvre de technologies écologiques d'assainissement qui économisent l'eau, deviennent possibles à plus grande échelle, et qu'elles réduisent le besoin de recourir à un réseau d'assainissement et au traitement.

Cela présenterait de nombreux avantages, puisque la réalité inquiétante de l'économie mondiale est susceptible d'exacerber une situation déjà problématique en ce qui a trait au contrôle de la pollution dans les pays à faible revenu. La réduction du crédit des prêts bancaires pour les dépenses en immobilisations, un marché instable des obligations pour les gouvernements et la baisse anticipée des fonds de bailleurs disponibles augmenteront la pression exercée sur la gestion des eaux usées dans les villes qui connaissent une croissance rapide de par le monde. Nous reconnaissons aussi que le coût de l'assainissement qui, dans le cas des pays à faible revenu, variera de 3 à 15 pour cent de leur produit national brut selon l'estimation du Programme des Nations Unies pour le développement (Organisation des Nations Unies, 2005) en utilisant une approche conventionnelle, est très élevé et dans de nombreux cas, tout simplement irréalisable. Dans ces circonstances, la manière la plus rentable de réduire de manière significative les risques associés à l'irrigation avec des eaux usées demeure la mise en place d'une approche à barrières multiples intégrée pour la réduction des risques, telle que présentée dans les directives de l'OMS et approfondie dans ce livre.

Une autre avancée dans la réflexion sur la gestion des eaux usées est que parmi les principaux acteurs de la gestion des eaux usées se trouvent aussi les agriculteurs, les marchands, les fournisseurs d'aliments et les consommateurs. Pour que cette autre contribution humaine soit efficace, il faut un changement des comportements à toutes les étapes. Bien que de nouvelles recherches sur la valeur des eaux usées augmenteront nos connaissances sur la manière dont les incitatifs économiques peuvent modifier le comportement, il est clair que, pour adopter des pratiques plus sécuritaires, certains intervenants le long de la « chaîne des eaux usées » devront le faire sans avantage personnel ou commercial évident. D'un point de vue de planification nationale, cela peut s'avérer plus difficile à mettre en œuvre et à maintenir que d'avoir le traitement des eaux usées comme principale stratégie pour atténuer les risques sanitaires dans ce domaine. Le défi réside dans la sensibilisation efficace et dans l'utilisation de mesures incitatives et de règlements. Cela suppose la nécessité de poursuivre les recherches sur la perception des risques et les facteurs d'adoption des technologies appropriées (voir l'encadré 19.1).

Les options présentées dans ce livre, comme la modification des pratiques d'irrigation, le lavage des produits et d'autres formes de changements de comportement, exigent des efforts concertés. Cependant, elles sont moins dispendieuses qu'une infrastructure de traitement complexe et produisent une atténuation des risques considérable. Pour ces raisons, l'approche progressive suggérée par les directives de l'OMS est d'une importance cruciale et les options de post-traitement seront toujours précieuses.

Il va sans dire qu'une approche progressive pour améliorer la gestion des risques exigera des investissements importants dans le renforcement des capacités. Une exigence logique minimale, qui est rare, étant donné les nombreux chevauchements de compétences souvent observés, est qu'un organisme ou ministère se voie attribuer la responsabilité de réglementer la gestion des eaux usées, de coordonner les activités de réutilisation avec les autres services ou ministères concernés et de diriger les investissements dans le secteur. En l'absence actuelle de réactions appropriées en matière de gouvernance, il ne faut pas surestimer la capacité des gouvernements nationaux et locaux à répondre aux directives de l'OMS dans les pays à faible revenu. Un effort renouvelé pour lier les directives de l'OMS à la pratique et aux systèmes existants de gouvernance des eaux usées constituera dans les années à venir une exigence essentielle de l'évaluation de ce domaine.

Notre compréhension collective de l'utilisation agricole des eaux usées n'a jamais été plus grande ni plus nuancée qu'elle ne l'est présentement. Le consensus d'Accra (encadré 19.2) montre une prise de conscience de l'importance d'une réaction multifactorielle pour traiter de la complexité de la pollution de l'eau et de son incidence sur la production et la consommation alimentaires. Une combinaison d'analyses des sciences biophysiques, sociales, économiques et politiques, de même que des politiques et une gouvernance adéquates sont nécessaires pour réduire les

effets des risques sanitaires associés aux eaux usées de la manière la plus efficace, et pour obtenir des solutions bénéfiques pour tous à partir du triangle constitué des crises en matière d'assainissement, d'eau et d'alimentation.

Encadré 19.2 LE CONSENSUS D'ACCRA : UN PROGRAMME DE RECHERCHE, DE RENFORCEMENT DES CAPACITÉS ET D'ACTION POUR L'UTILISATION SANS RISQUE DES EAUX USÉES ET DES EXCRÉTAS EN AGRICULTURE

Pour relever les principaux défis de recherche en matière d'évaluation des risques sanitaires, d'atténuation des risques et de gouvernance des eaux usées dans les pays en développement, une consultation d'experts s'est tenue du 6 au 9 octobre 2008 à Accra, au Ghana. L'événement était organisé par l'Institut international de gestion de l'eau, le Centre de recherches pour le développement international et l'Organisation mondiale de la santé, à titre de suivi de la consultation qui a mené à la Déclaration d'Hyderabad (voir plus haut). La rencontre a réuni plus de 50 chercheurs, intervenants, employés d'organismes et décideurs et s'est conclue par la déclaration suivante :

Les villes à croissance rapide, la pénurie de l'eau qui s'intensifie, les besoins en matière d'approvisionnement alimentaire et de subsistance, particulièrement dans les régions à faible revenu, contribuent tous à la demande accrue pour des eaux usées et des excréta traités et non traités en agriculture. Bien que des progrès importants aient été réalisés dans notre compréhension de ces questions depuis la « Déclaration d'Hyderabad » de 2002, il y a encore d'importants défis à relever pour que l'utilisation des eaux usées et des excréta en agriculture devienne sécuritaire, économiquement productive et durable.

Nous – un groupe d'experts provenant de 30 instituts de recherche internationaux, régionaux et nationaux, d'organismes multilatéraux et bilatéraux, ainsi que d'universités de 17 pays – soulignons la nécessité d'appuyer les décideurs de partout dans le monde à prendre des décisions éclairées menant à des interventions rentables qui améliorent la santé publique, font la promotion d'un assainissement durable, protègent l'environnement et soutiennent la sécurité alimentaire et le développement économique.

Pour atteindre cet objectif, il faut arriver à consolider l'information sur la science et la pratique quant à l'utilisation des eaux usées et des excréta, et réaliser des recherches bien ciblées pour combler les lacunes de la base de renseignements nécessaire à l'appui d'une prise de décisions éclairée. Par conséquent, nous proposons le plan d'action multidisciplinaire suivant :

- 1. Intégrer les évaluations des impacts sur la santé et l'économie en vue de déterminer la contribution actuelle de l'utilisation des eaux usées et des excréta au fardeau de la maladie, plus particulièrement dans les pays à faible revenu, et accorder la priorité aux interventions qui améliorent les résultats en matière de santé et de subsistance.*
- 2. Faciliter l'adoption des directives de 2006 de l'Organisation mondiale de la santé relatives à l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux grises dans les pays à faible revenu grâce à la mise au point et en place de pratiques et normes locales appropriées qui tiennent compte des capacités et des ressources locales. Plus précisément :*

- *Comblar les lacunes dans les données sur les niveaux, la transmission, la persistance et la réduction de pathogènes clés le long des chaînes de pénétration dans l'environnement, de l'origine fécale à l'exposition humaine, et mesurer l'incidence de la maladie chez ceux qui y sont exposés.*
- *Évaluer de manière rigoureuse, dans de nombreux contextes géographiques, une variété d'approches de traitement des eaux usées et des excréta ainsi que d'autres stratégies d'atténuation des risques pour leur rapport coût-efficacité et leurs impacts sur la santé, la subsistance et l'environnement.*
- *Augmenter les capacités humaines, institutionnelles et techniques dans les pays à faible revenu, en vue de :*
 - *Détecter d'importants pathogènes dans des échantillons humains et environnementaux ;*
 - *Concevoir et exploiter des systèmes de traitement des eaux usées et des excréta pouvant être maintenus dans leur contexte écologique et économique, et ainsi soutenir l'utilisation sécuritaire et productive des eaux usées et des excréta en agriculture ;*
 - *Mettre au point et appuyer des mécanismes de gouvernance participatifs et efficaces pour une conception et une exploitation durables de l'assainissement, et pour une utilisation sécuritaire et productive des eaux usées et des excréta.*

3. *Faciliter l'échange d'informations sur les meilleures pratiques, y compris sur les stratégies d'évaluation et d'atténuation des risques qui portent fruit, entre les partenaires de par le monde au moyen de pôles de connaissances nationaux et régionaux et de banques de données sur le Web.*

Accra, le 9 octobre 2008

Source : <http://www.iwmi.cgiar.org/Research_Impacts/Research_Themes/Theme_3/Accra_Consensus.aspx>.

■ RÉFÉRENCES

- Chang, A. C., A. L. Page et T. Asano (1995). *Developing Human Health-Related Chemical Guidelines for Reclaimed Wastewater and Sewage Sludge Applications in Agriculture*, OMS/EOS/95.20 report, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Drechsel, P. et L. Raschid-Sally (2009). « Making an asset out of wastewater », *Words into Action Delegate Publication for the 5th World Water Forum, Istanbul 2009*, Turkey, Fairmount Media Group, p. 106-110.
- Fewtrell, L. et coll. (2007). *Water, Sanitation and Hygiene : Quantifying the Health Impact at National and Local Levels in Countries with Incomplete Water Supply and Sanitation Coverage*, OMS Environmental Burden of Disease Series No. 15, Genève, Organisation mondiale de la santé, <http://whqlibdoc.who.int/publications/2007/9789241595759_eng.pdf>.

- Food and Water Watch (2008). « State Data. Cited on May 15th, 2009 », <<http://www.foodandwaterwatch.org/water/trust-fund/clearwaters/state-data>>.
- Jiménez, B. et T. Asano (2008). « Water reclamation and reuse around the world », dans B. Jiménez et coll. (dir.), *Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs*, Londres, IWA Publishing, p. 648.
- Oliveira, S. C. et M. von Sperling (2008). « Reliability analysis of wastewater treatment plants », *Water Research*, vol. 42, n° 4-5, p. 1182-1194.
- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture*, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- Organisation des Nations Unies, Département des affaires économiques et sociales, Division de la population (2008). *World Urbanization Prospects: The 2007 Revision – Highlights*, New York, Organisation des Nations Unies, <http://www.un.org/esa/population/publications/wup2007/2007WUP_Highlights_web.pdf>.
- Organisation des Nations Unies, Équipe du projet du Millénaire sur l'eau et l'assainissement (2005). *Health Dignity and Development: What Will It Take?*, Londres, Earthscan.
- Raschid-Sally, L. et P. Jayakody (2008). « Drivers and characteristics of wastewater agriculture in developing countries: Results from a global assessment, Colombo, Sri Lanka », *IWMI Research Report 127*, Colombo, Institut international de gestion de l'eau.
- Scott, C. A., N. I. Faruqui et L. Raschid-Sally (dir.) (2004). *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Confronting the Livelihood and Environmental Realities*, Wallingford, CABI Publishing.
- Serageldin, I. (1994). *Water Supply, Sanitation and Environmental Sustainability: The Financing Challenge*, Washington, Banque mondiale.
- Water and Sanitation Program (2007). *Economic Impacts of Sanitation in South-East Asia*, Washington, Banque mondiale, <http://www.wsp.org/index.cfm?page=page_disp&pid=13392>.
- Xianjun C. et coll. (2003). « Filter Technology: Integrated wastewater irrigation and treatment: A way of water scarcity alleviation, pollution elimination and health risks prevention », *UNESCAP Water Resources Journal* (Déc. 2003), p. 79-87; <<http://www.unescap.org/esd/water/publications/water/wrj215/215-5.pdf>>, consulté le 28 octobre 2009.

A

- acide éthylènediaminetétracétique (EDTA) 235
- Afrique du Sud 8, 22, 328, 330, 336, 343
- agriculteurs 5, 9-16, 18-20, 31, 32, 34, 37, 42, 44, 46, 109, 110, 114, 116, 123, 126, 140, 143, 145, 151-153, 155, 167, 190, 198, 199, 205-209, 211, 212, 218-222, 229, 236-238, 241, 243, 248, 249, 268, 275, 282, 284, 285, 287, 291, 294, 295, 297-300, 302, 314, 316, 319, 321, 340-342, 346, 347, 349, 350, 352, 354, 363-380, 386, 397, 404, 413-415, 419, 421, 422, 425
- agriculture
- à forte intensité de main-d'œuvre 60, 61
 - approche à barrières multiples 20, 42, 44, 46, 47, 145, 205, 220, 259, 261, 275, 296, 312, 320, 346, 364, 424
 - boues de vidange 4, 6, 9, 10, 15, 22, 23, 25, 27, 42, 81, 86, 88, 89, 162, 185, 187-190, 195-197, 199, 201, 327-329, 331, 334-336, 342, 343, 368, 374, 377, 423
 - danger des pathogènes 228
 - eaux usées traitées 4, 6, 10, 12, 22, 32, 46, 58, 64, 102, 116, 117, 128, 162, 167, 170, 180, 206, 343, 417, 422
 - hautement mécanisée 60, 61
 - maladies associées aux excréta 36, 149, 220, 369
 - toxines 229, 231
 - utilisation des eaux usées 3, 5, 6, 10-12, 14-17, 19, 20, 32, 33, 36, 37, 39, 41, 55, 68, 76, 80, 96, 109, 116, 121, 134, 139-143, 146, 148, 152-155, 168, 220, 229, 236, 309, 310, 313, 314, 319-323, 327, 352, 364, 365, 367, 385, 406, 414, 416, 421, 422, 426
 - utilisation non planifiée des eaux usées 3, 416, 417, 419
 - utilisation planifiée des eaux usées 416
 - voir aussi* cultures
- Agriculture Eaux usées et Assainissement pour combattre la pauvreté (WASPA) 387, 392
- aliments
- comportements de manipulation 271
 - diarrhée 35, 36, 57, 89, 114, 151, 152, 282, 285, 289, 290, 294, 300, 301, 367, 368, 414, 422
 - évaluation des risques 21, 37, 40, 45, 69, 75, 76, 78-81, 84, 88, 89, 130-132, 134, 141, 142, 152, 217, 219, 286, 347, 348, 417, 420, 421, 426
 - infections aux helminthes 34, 35, 82, 89, 140, 143, 368
 - irrigués avec des eaux usées 32, 36, 47, 54, 56, 57, 60, 62, 64, 76, 83, 84, 97, 103, 118-120, 123, 126-130, 134, 141, 143, 149, 205, 228, 229, 238, 246, 259, 282, 285, 286, 298, 300, 310, 349, 354, 365, 422
 - pathogènes 4, 9, 17-19, 31-33, 35-45, 47, 53, 54, 56, 58-64, 67-72, 75, 76, 79, 80, 83, 85-89, 95, 97, 101, 103-106, 109, 111, 115, 130, 139, 140, 143-146, 149-152, 154, 161, 162, 164-166, 168-170, 172-176, 178, 181, 188, 196, 197, 199, 200, 205-209, 211, 214, 216-218, 228, 229, 248, 262-266, 269, 271, 273, 275, 276, 282, 285, 286, 288-290, 298, 299, 301, 331, 338, 339, 355, 356, 360, 367, 370, 372-375, 413, 418-421, 427
 - risque de maladie 57, 98
 - santé 5, 9, 11, 14, 18-20, 23, 24, 31, 32, 35, 36, 38-43, 45-49, 53-56, 59, 62, 64, 67-69, 71, 72, 74, 76, 80, 81, 84, 87, 89, 96, 97, 103, 109-111, 115, 126, 127, 130-134, 139-141, 143-145, 147-155, 158, 170, 178, 181, 186, 188, 198, 200, 205, 206, 220, 222, 225, 227-231, 236, 260-262, 269-271, 274, 276, 282, 283, 285, 295, 298, 299, 301, 309, 310, 319-321, 328, 329, 334, 343, 348-350, 353, 356, 357, 360, 363-365, 367, 370-373, 376, 378, 380, 385-388, 394, 395, 399, 406, 413-415, 420, 422-424, 426, 427
 - utilisation des eaux usées 3, 5, 6, 10, 11, 12, 14-17, 19, 20, 32, 33, 36, 37, 39, 41, 55, 68, 76, 80, 96, 109, 116, 121, 134, 139-143, 146, 148, 152-155, 168, 220, 229, 236, 309, 310, 313, 314, 319-323, 327, 352, 364, 365, 367, 385, 406, 414, 416, 421, 422, 426
- alliances d'apprentissage 390, 393, 396, 405
- analyse
- coût-efficacité (ACE) 144, 146, 281, 283, 285, 297
 - des CAPP 155
 - des risques et maîtrise des points critiques (HACCP) 149, 259
- Ancylostoma duodenale* (ankylostomes de l'homme) 63, 102, 196
- voir aussi* pathogènes

ankylostomiasés 34

années de vie corrigées de l'incapacité (AVCI)

analyse coût-efficacité 144, 146, 281, 283, 285, 297

directives de l'OMS 19, 20, 31, 39, 40, 42, 44, 47, 68, 87, 95, 96, 145, 162, 223, 229, 259-261, 311, 322, 345, 360, 372, 414, 418-421, 424, 425
objectifs d'ordre sanitaire 32, 40, 45, 48, 261, 262, 322, 419, 421, 423

approche d'analyse d'ingénierie économique 144

approches à barrières multiples 150

aquaculture 5, 10, 20, 29, 31, 39, 41, 50, 182, 184, 190, 280

Argentine 189, 192, 196, 318

Ascaris lumbricoides (ascaris de l'homme)

ascaridiose 17, 82, 103, 106, 114

au Mexique 15, 16, 20, 63, 82, 83, 102, 121, 167, 218

boues de vidange 4, 6, 9, 10, 15, 22, 23, 25, 27, 42, 81, 86, 88, 89, 162, 185, 187-190, 195-197, 199, 201, 327-329, 331, 334-336, 342, 343, 368, 374, 377, 423

directives de l'OMS 19, 20, 31, 34, 39, 40, 42, 44, 47, 68, 87, 95, 96, 145, 162, 223, 229, 259-261, 311, 322, 345, 360, 372, 414, 418-421, 424, 425

relations dose-réponse 67-69, 74, 131, 288

risques d'infection 38, 57, 60, 63, 67, 76, 80, 86, 95, 96, 98, 105, 141, 155, 294

voir aussi pathogènes

assainissement

aperçu 3, 115, 414, 416

diarrhée 35, 36, 56, 57, 89, 114, 151, 152, 282, 285, 289, 290, 294, 300, 301, 367, 368, 414, 422

eaux usées 3-8, 10-26, 29, 31, 32, 34-36, 38-46, 54, 55, 58-64, 67, 69, 75-78, 80-89, 95, 97, 101, 102, 104, 106, 109-118, 120-124, 126, 128-134, 139-142, 144, 145, 149, 151, 152, 154, 161-168, 170, 173-175, 178, 180, 181, 185, 187, 188, 190, 192, 201, 206-208, 211, 212, 214, 219, 220, 222, 227, 230, 231, 236-243, 245-247, 250, 260-263, 266, 281-286, 288, 309, 310, 311, 313-323, 328-330, 332, 334-336, 338-343, 346, 352, 364-369, 371-375, 377, 380, 382, 385-388, 392-395, 397, 399, 401, 402, 405, 406, 413-417, 419-427

réduction des pathogènes 21, 40, 44, 53, 68, 95-97, 103, 106, 149-151, 185, 216, 300

santé 5, 9, 11, 14, 18-20, 23, 24, 31, 32, 35, 36, 38-43, 45-49, 53-56, 59, 62, 64, 67-69, 71, 72, 74, 76, 80, 81, 84, 87, 89, 96, 97, 103, 109-111, 115, 126, 127, 130-134, 139-141, 143-145, 147-155, 158, 170, 178, 181, 186, 188, 198, 200, 205, 206, 220, 222, 225, 227-231, 236, 260-262, 269-271, 274, 276, 282, 283, 285, 295, 298, 299, 301, 309, 310, 319-321, 328, 329, 334, 343, 348-350, 353, 356, 357, 360, 363-365, 367, 370-373, 376, 378, 380, 385-388, 394, 395, 399, 406, 413-415, 420, 422-424, 426, 427

Australie 7, 20, 110, 133, 170, 183, 239, 248

B

bandes tampons 248

Bangladesh 237, 252, 256, 392, 394, 408

bassins de décantation et d'épaississement 190, 192, 195

bassins de stockage et de traitement des eaux usées (BSTEU) 167

Bénin 9, 219, 267, 272, 357

biogaz 168, 169, 187, 201, 328, 337, 340, 342

biomasse 112, 120, 165, 194, 233, 235, 239

bioréacteurs à membranes 172

biosolides

Ascaris lumbricoides 82, 83, 84, 102, 265

boues de vidange 4, 6, 9, 10, 15, 22, 23, 25, 27, 42, 81, 86, 88, 89, 162, 185, 187-190, 195-197, 199, 201, 327-329, 331, 334-336, 342, 343, 368, 374, 377, 423

définition 385, 386, 388

récupération des 4, 20, 24, 185, 189, 190, 201, 311, 317, 330, 389

teneur en métaux lourds 18, 198

bonnes pratiques

agricoles (BPA) 261

de fabrication (BPF) 261

d'hygiène (BPH) 261

boues

bassins d'aération à boues activées 172

carburant de remplacement dans les processus industriels 337

de vidange 9, 186, 187, 189, 192, 331, 332, 343, 368

en agriculture 6, 10, 14, 20, 31-33, 36, 37, 39, 41, 42, 46, 53-55, 63, 80, 95, 96, 102, 110, 111, 116, 134, 199, 200, 206, 218, 281, 309-311, 320, 323, 330, 337, 339, 340, 364, 369, 379, 382, 385, 387, 392, 398, 414, 416, 422, 426, 427
épandage 5, 11, 16, 21, 22, 79, 87, 117, 125, 131, 145, 180, 185, 187, 196, 198, 205, 227, 237, 239, 248, 332, 337, 340, 369, 374, 377

évacuation des 3, 10, 22, 76, 110, 133, 171, 198, 309, 310, 319, 320, 323, 329, 392, 394

évaluation des risques chimiques 134

gestion des – 4, 5, 9, 11, 21-23, 25, 27, 31, 39, 47, 56, 68, 88, 97, 110, 111, 132, 141, 142, 145, 148, 151, 183, 185, 188, 192, 201, 231, 238, 259, 260, 282, 283, 309, 311-313, 315-319, 321, 322, 323, 329, 330, 341, 343, 347, 364, 365, 374, 385-396, 399, 401, 402, 405, 413, 416, 417, 419, 421, 423-425

infections aux helminthes 34, 35, 82, 89, 140, 143, 368

latrines VIP 331

options de traitement à faible coût 188, 196, 230

pendant le traitement des eaux usées 181
 TPA 170, 171, 176
 utilisation 3-8, 10-12, 14-22, 31-33, 36, 37, 39-44, 46, 47, 53-55, 68, 69, 76, 78-80, 83, 88, 89, 95, 96, 98, 100, 102, 109-111, 114, 116, 118, 120, 121, 126, 127, 133, 134, 139-143, 145, 146, 148, 149, 151-155, 168, 170, 172, 173, 187, 199, 200, 206-209, 212, 215, 216, 218-220, 229, 231-234, 236, 239, 242, 245-248, 250, 259-261, 266, 267, 270, 271, 276, 283, 302, 309-315, 317, 319-323, 327, 328, 331, 333-338, 340-343, 345, 347, 350, 352, 357, 360, 364-369, 372, 374, 385-388, 392, 396-399, 405, 406, 414, 416, 417, 419-423, 425-427

BPC 33

Brassica juncea (L.) 235

Brésil 13, 22, 81, 163, 168, 321, 371, 423

budgetisation participative 315, 318

Burkina Faso 14, 26, 186, 207, 211, 214, 267, 381

C

cadre de moyens de subsistance durables (CMSD) 149

cadre de travail de Stockholm 96

calcium 15, 113, 120, 134, 171, 228, 233, 240, 247

Californie 20, 423

Cameroun 189, 196

cancer 36, 56, 131

carbone noir 248

carottes 83, 85-87, 103, 104, 218, 236, 263, 267, 355

Centre de recherches pour le développement international 251, 426

Centre International de l'Eau et l'Assainissement (IRC) 361, 391

changement de comportement 153, 260, 300, 345-347, 349-351, 353-356, 364, 375, 377

Chili 218, 236, 318

Chine 5, 10, 13, 72, 228, 328, 330, 339, 340, 342, 343, 418

choléra 17, 114, 140, 301

coagulation-floculation 170, 171

co-postage 9, 187, 194-197, 199

Codex Alimentarius 42, 48, 260, 261, 268, 275, 277

collecte de recettes fiscales 318

Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires (JECFA) 237

communauté mondiale de l'assainissement 200
 co-postage 187, 190, 191, 194, 195, 197, 199, 201, 374

conception pour les services (CPS) 328, 335

Consensus d'Accra 425

contaminants émergents 114, 129, 228, 250

contamination à l'arsenic 237

Cryptosporidium

infiltration-percolation 166, 173, 184

prévalence de la diarrhée 285

risque 4, 9, 14, 15, 18, 24, 34, 39, 40, 53, 55-63, 68, 71, 73, 76-82, 84-87, 95-101, 103, 105, 126, 131, 133, 140, 141, 143, 147, 148, 151, 153, 155, 186, 196, 214, 222, 229-231, 237, 248, 249, 260, 262, 263, 267, 268, 271, 274, 275, 283, 286, 288, 294, 297-300, 302, 309, 312, 323, 331, 348, 356, 365-368, 370-372, 375, 377, 387, 413, 415, 416, 418-420, 422

voir aussi pathogènes

cultures

approche à barrières multiples 20, 42, 44, 46, 47, 145, 205, 220, 259, 261, 275, 296, 312, 320, 346, 364, 424

contamination 18, 25, 32, 40, 46, 72, 73, 76, 80, 90, 103, 106, 126, 127, 137, 139, 141, 145, 148-151, 155, 181, 188, 202, 214-216, 218, 224, 231, 237, 250, 253, 259-261, 263-273, 275-277, 279, 299, 302, 310, 312, 313, 353, 360, 361, 369, 375, 376, 381, 387, 397, 419, 422
 eaux grises 4, 7, 8, 16, 20, 31, 41, 53, 68, 111, 417, 426

gestion des risques pour la santé 283

Ghana 9, 16, 25-27, 46, 47, 49, 81, 105, 108, 136, 146, 158, 163, 186, 188, 189, 192, 193, 195, 202, 208, 209, 212, 213, 217-220, 223, 224, 269, 271-273, 277-279, 281, 283-289, 292, 294, 295, 302-305, 318, 321, 323, 330, 336, 337, 341, 344, 349, 350, 355, 359-362, 365, 367-370, 372, 374, 375, 378, 381, 382, 423

réduction des risques pour la santé 145, 250, 261, 275, 282, 296, 302

risque 4, 9, 14, 15, 18, 24, 34, 39, 40, 53, 55-63, 68, 71, 73, 76-82, 84-87, 95-101, 103, 105, 126, 131, 133, 140, 141, 143, 147, 148, 151, 153, 155, 186, 196, 214, 222, 229-231, 237, 248, 249, 260, 262, 263, 267, 268, 271, 274, 275, 283, 286, 288, 294, 297-300, 302, 309, 312, 323, 331, 348, 356, 365-368, 370-372, 375, 377, 387, 413, 415, 416, 418-420, 422

pour la santé 15, 86, 229, 274, 283, 302, 368, 370

transgéniques 231

utilisation des eaux usées 3, 5, 6, 10-12, 14-17, 19, 20, 32, 33, 36, 37, 39, 41, 55, 68, 76, 80, 96, 109, 116, 121, 134, 139-143, 146, 148, 152-155, 168, 220, 229, 236, 309, 310, 313, 314, 319-323, 327, 352, 364, 365, 367, 385, 406, 414, 416, 421, 422, 426

voir aussi agriculture

cycle global du carbone 119

D

dangers microbiologiques 31, 33, 109

DDT 33, 129, 249

décentralisation 310, 313, 317, 318, 323, 405, 406
 Déclaration d'Hyderabad 426
 désinfection
 conventionnelle 19, 164, 169, 173, 175, 177, 239, 283, 317, 339, 342, 352, 424
 méthodes de – 23, 39, 80, 81, 101, 105, 145, 148, 164, 181, 274, 275, 364, 374
 diarrhée 35, 36, 56, 57, 89, 114, 151, 152, 282, 285, 289, 290, 294, 300, 301, 367, 368, 414, 422
 aliments 4, 18, 19, 23, 36, 40, 44, 45, 47, 55-57, 72, 105, 126, 130, 133, 140, 141, 149, 152, 154, 189, 229, 237, 260-263, 269-271, 276, 277, 282, 289, 291, 294, 296, 299, 310, 312, 317, 320, 321, 345-350, 352-356, 358, 365, 366, 368, 371, 375, 414, 415, 419, 425
 assainissement 3, 4, 7-9, 20, 22, 24, 48, 114, 133, 135, 185-187, 189, 196, 199-201, 240, 266, 283, 291, 294, 300, 301, 309, 311, 313, 314, 316-318, 320-322, 327-330, 332-336, 338, 342, 344, 346, 347, 350, 357, 362, 385, 387, 388, 391, 392, 394, 414-417, 419, 422-424, 426-428
 contamination alimentaire 310, 313
 Cryptosporidium 33, 56-58, 60, 61, 70, 72, 74-78, 89, 90, 92, 93, 163, 167, 174, 181, 182, 222, 285, 286, 288-290, 302-304
 découlant de l'irrigation avec des eaux usées 181, 359
 E. coli 33, 35, 44, 55, 60-63, 67, 72, 73, 75, 88, 93, 101, 102, 104, 106, 152, 174, 184, 212, 225, 266, 278, 291, 301, 420
 EQRM 17, 37, 38, 40, 45, 54, 58-60, 62, 63, 68, 71, 74, 77, 78, 82, 83, 86, 88, 89, 95, 96, 98, 101, 103, 105, 106, 132, 198, 276, 281, 285, 298, 301, 347, 365, 368, 420, 421
 explication 356
 facteurs environnementaux 36, 37, 133, 248
 fardeau de la maladie 36, 53, 56, 147, 153, 155, 298, 426
 objectifs d'ordre sanitaire 32, 40, 45, 48, 261, 262, 322, 419, 421, 423
 perte d'AVCI 56, 96, 97, 101, 103
 rotavirus 33, 35, 55-58, 60-63, 100, 101, 140, 152, 285, 286, 288-290, 301, 303, 305
 digestion anaérobie 187, 328, 342
 directives de l'OMS
 adapter les normes aux exigences locales 311
 adoption des 299, 315, 345, 349, 353, 355, 425, 426
 AVCI 36, 37, 40, 44, 45, 53, 55-57, 96, 97, 101, 103, 105, 143, 147, 151, 261, 281, 283, 285, 290, 291, 293-296, 298-302, 304, 420, 421
 barrières multiples 261, 262, 300, 419
 collaboration intersectorielle 360
 développements 95, 96, 388
 élimination des pathogènes 42, 168, 170, 185, 206, 208, 210, 212, 222, 339
 évaluations des risques sanitaires 32
 explication 356

exposition professionnelle 298
 infections aux helminthes 34, 35, 82, 89, 140, 143, 368
 irrigation avec des eaux usées 20, 31, 32, 34, 36, 38, 83, 85, 98, 109-112, 115, 117-119, 121, 123, 124, 126-129, 134, 135, 139, 140, 150-154, 206, 207, 218, 219, 221, 228, 236, 238, 240, 244, 246, 248, 260, 275, 276, 281-285, 294, 299, 302, 345, 347, 365, 370, 373, 398, 405, 406, 413-417, 419, 424
 pays en développement 3-5, 7, 10, 11, 15, 17-19, 20, 22-25, 31-33, 35, 37, 41, 42, 44, 46, 56, 57, 60, 70, 74, 76, 77, 80-83, 85, 86, 88, 89, 95, 96, 102, 105, 106, 109, 110, 112, 114, 115, 124, 131, 133, 134, 140, 142, 151, 154, 161, 162, 164, 169, 170, 174, 175, 185-189, 198-202, 205, 206, 222, 227, 230, 231, 238, 248, 249, 259, 260, 266-270, 273, 276, 281, 283, 289, 293, 294, 309-311, 313, 315, 328, 330, 346, 348, 357, 360, 364, 413, 415-417, 419, 420, 426
 risque 4, 9, 14, 15, 18, 24, 34, 39, 40, 53, 55-63, 68, 71, 73, 76-82, 84-87, 95-101, 103, 105, 126, 131, 133, 140, 141, 143, 147, 148, 151, 153, 155, 186, 196, 214, 222, 229-231, 237, 248, 249, 260, 262, 263, 267, 268, 271, 274, 275, 283, 286, 288, 294, 297-300, 302, 309, 312, 323, 331, 348, 356, 365-368, 370-372, 375, 377, 387, 413, 415, 416, 418-420, 422
 trop restrictives pour les pays en développement 87
 utilisation non planifiée des eaux usées 3, 416, 417, 419

dose-réponse 56, 58, 67-70, 72-75, 77, 79, 80, 82, 83, 89, 95, 96, 98-100, 103, 131, 286, 288, 420

■ E

eau

acide 232, 235
 canal 13, 214, 246, 341, 342
 diarrhée 35, 36, 56, 57, 89, 114, 151, 152, 282, 285, 289, 290, 294, 300, 301, 367, 368, 414, 422
 douce 8, 11-13, 15, 16, 22, 118, 119, 121, 123, 126, 217, 239, 240, 245, 246, 282
 pollution de l'– 202, 310, 327, 376, 387, 413, 415, 425
 potable contaminée 237
 réutilisation de l'– 10, 333
 saline 219, 223, 242, 245, 246, 253, 255, 256, 274, 374
 sécurité de l'eau potable 261
 sodique 247

eaux grises

en agriculture 6, 10, 14, 20, 31-33, 36, 37, 39, 41, 42, 46, 53-55, 63, 80, 95, 96, 102, 110, 111, 116, 134, 199, 200, 206, 218, 281, 309-311, 320, 323, 330, 337, 339, 340, 364, 369, 379, 382, 385, 387, 392, 398, 414, 416, 422, 426, 427

- utilisation 3-8, 10-12, 14-22, 31-33, 36, 37, 39-44, 46, 47, 53-55, 68, 69, 76, 78-80, 83, 88, 89, 95, 96, 98, 100, 102, 109-111, 114, 116, 118, 120, 121, 126, 127, 133, 134, 139-143, 145, 146, 148, 149, 151-155, 168, 170, 172, 173, 187, 199, 200, 206-209, 212, 215, 216, 218-220, 229, 231-234, 236, 239, 242, 245-248, 250, 259-261, 266, 267, 270, 271, 276, 283, 302, 309-315, 317, 319-323, 327, 328, 331, 333-338, 340-343, 345, 347, 350, 352, 357, 360, 364-369, 372, 374, 385-388, 392, 396-399, 405, 406, 414, 416, 417, 419-423, 425-427
- eaux noires 4, 7, 9, 111
- eaux pluviales 4, 8, 12, 13, 111, 208, 248, 286
- eaux usées non traitées 3, 5-7, 12, 13, 15, 17, 22, 32, 34, 55, 58, 76, 116, 140, 145, 167, 206, 222, 285, 309, 368, 374, 386, 392, 413, 417
- école secondaire presbytérienne pour garçons (Presec) 337
- E. coli*
 - diarrhée 35, 36, 56, 57, 89, 114, 151, 152, 282, 285, 289, 290, 294, 300, 301, 367, 368, 414, 422
 - dose-réponse 56, 58, 67-70, 72-75, 77, 79, 80, 82, 83, 89, 95, 96, 98-100, 103, 131, 286, 288, 420
 - indicateur le plus courant de pathogène 420
 - infiltration-percolation 166, 173, 184
 - voir aussi* pathogènes
- éducation sur la salubrité des aliments 273
- effluents
 - améliorer l'équité de l'irrigation 341
 - domestiques 4, 18, 32, 111, 112, 115, 123, 124, 134, 287, 317
 - industriels 111, 113-115, 128, 199, 229, 340
 - pour l'irrigation urbaine 337
 - traitement 3-5, 7-9, 12, 13, 16, 19-25, 29, 31, 32, 36, 39-48, 53-55, 59, 62, 64, 69, 75, 77, 78, 81, 83, 88, 95, 97, 102-106, 110, 111, 114-116, 123, 129, 133, 139, 145, 150, 151, 154, 161, 162, 164-178, 185, 187-192, 195-197, 199-201, 205-209, 221, 227, 228, 230, 231, 233, 239, 246, 248, 249, 260-262, 268, 270, 281, 283-287, 291, 292, 294, 296, 297, 299, 300, 302, 309-311, 316-319, 322, 327-332, 334-340, 342, 343, 345, 346, 349, 351, 360, 364, 368, 372, 374, 395, 413, 415-425, 427
- éléments nutritifs
 - eaux usées 3-8, 10-26, 29, 31, 32, 34-36, 38-46, 54, 55, 58-64, 67, 69, 75-78, 80-89, 95, 97, 101, 102, 104, 106, 109-118, 120-124, 126, 128-134, 139-142, 144, 145, 149, 151, 152, 154, 161-168, 170, 173-175, 178, 180, 181, 185, 187, 188, 190, 192, 201, 206-208, 211, 212, 214, 219, 220, 222, 227, 230, 231, 236-243, 245-247, 250, 260-263, 266, 281-286, 288, 309-311, 313-323, 328-330, 332, 334-336, 338-343, 346, 352, 364-369, 371-375, 377, 380, 382, 385-388, 392-395, 397, 399, 401, 402, 405, 406, 413-417, 419-427
 - évaluation des risques 21, 37, 40, 45, 69, 75, 76, 78-81, 84, 88, 89, 130-132, 134, 141, 142, 152, 217, 219, 286, 347, 348, 417, 420, 421, 426
 - récupération des – 4, 20, 24, 185, 189, 190, 201, 311, 317, 330, 389
- épandage 5, 11, 16, 21, 22, 79, 87, 117, 125, 131, 145, 180, 185, 187, 196, 198, 205, 227, 237, 239, 248, 332, 337, 340, 369, 374, 377
- épinards 73, 83-86, 236
- étangs aérés 165, 166, 172
- étangs de décantation 187, 190, 192, 194, 197, 208, 374
- étangs de stabilisation (ES) 41, 43, 102, 164, 166, 176, 184, 192, 202, 208, 317, 342
 - voir aussi* étangs aérés/étangs de décantation/systèmes fondés sur les étangs
- études de provocation
 - sur des animaux 69
 - sur des humains 67, 69, 70
- études épidémiologiques 34, 37, 39, 54, 102, 198, 371
- évaluation quantitative des risques chimiques (EQRC) 132, 421
- évaluation quantitative des risques microbiens
 - analyse coût-efficacité 144, 146, 281, 283, 285, 297
 - analyse des risques 34, 38, 42, 53, 58, 78, 95, 141-143, 149, 259-261, 346, 347
 - dangers microbiologiques 31, 33, 109
 - directives de l'OMS 19, 20, 31, 34, 39, 40, 42, 44, 47, 68, 87, 95, 96, 145, 162, 223, 229, 259-261, 311, 322, 345, 360, 372, 414, 418-421, 424, 425
 - évaluation des risques 21, 37, 40, 45, 69, 75, 76, 78-81, 84, 88, 89, 130-132, 134, 141, 142, 152, 217, 219, 286, 347, 348, 417, 420, 421, 426
 - chimiques 134
 - infections aux helminthes 34, 35, 82, 89, 140, 143, 368
 - infections microbiennes 260
 - maladies associées aux eaux usées 54, 367
 - pour *Ascaris lumbricoïdes* 83
 - probabilité d'infection 73, 80, 97, 99, 100
 - salubrité des aliments 142, 144, 145, 148, 270, 334, 371
 - voir aussi* simulations des risques de la méthode de Monte Carlo (MMC)
- évaпотranspiration 240, 242, 244
- excréments 5, 33, 188, 201
 - voir aussi* excréta
- excréta
 - aliments 4, 18, 19, 23, 36, 40, 44, 45, 47, 55, 56, 57, 72, 105, 126, 130, 133, 140, 141, 149, 152, 154, 189, 229, 237, 260-263, 269-271, 276, 277, 282, 289, 291, 294, 296, 299, 310, 312, 317, 320, 321, 345-350, 352-356, 358, 365, 366, 368, 371, 375, 414, 415, 419, 425

coliformes 39, 47, 80, 105, 111, 114, 162, 169-171, 173, 208, 216, 217, 266, 269, 270, 272, 274, 284-287, 301, 377

eaux usées 3-8, 10-26, 29-32, 34-36, 38-46, 54, 55, 58-64, 67, 69, 75-78, 80-89, 95, 97, 101, 102, 104, 106, 109-118, 120-124, 126, 128-134, 139-142, 144, 145, 149, 151, 152, 154, 161-168, 170, 173-175, 178, 180, 181, 185, 187, 188, 190, 192, 201, 206-208, 211, 212, 214, 219, 220, 222, 227, 230, 231, 236-243, 245-247, 250, 260-263, 266, 281-286, 288, 309-311, 313-323, 328-330, 332, 334-336, 338-343, 346, 352, 364-369, 371-375, 377, 380, 382, 385-388, 392-395, 397, 399, 401, 402, 405, 406, 413-417, 419-427

en agriculture 6, 10, 14, 20, 31-33, 36, 37, 39, 41, 42, 46, 53-55, 63, 80, 95, 96, 102, 110, 111, 116, 134, 199, 200, 206, 218, 281, 309-311, 320, 323, 330, 337, 339, 340, 364, 369, 379, 382, 385, 387, 392, 398, 414, 416, 422, 426, 427

gestion des – 4, 5, 9, 11, 21-23, 25, 27, 31, 39, 47, 56, 68, 88, 97, 110, 111, 132, 141, 142, 145, 148, 151, 183, 185, 188, 192, 201, 231, 238, 259, 260, 282, 283, 309, 311-313, 315-319, 321-323, 329, 330, 341, 343, 347, 364, 365, 374, 385-396, 399, 401, 402, 405, 413, 416, 417, 419, 421, 423-425

maladies 17, 18, 34-38, 40, 44, 54-57, 63, 75, 76, 79, 80, 88, 89, 95-97, 101, 103, 114, 139, 140, 142, 144, 146, 149, 152, 154, 186, 200, 206, 207, 220, 261, 271, 276, 281-283, 286, 289, 290, 300, 301, 348, 357, 366, 367, 369, 371, 422

métaux lourds 18, 19, 21, 32, 111, 117, 126, 130, 132-134, 198, 199, 206, 227, 232, 236, 249, 263

options de traitement à faible coût 188, 196, 230

pathogènes 4, 9, 17-19, 31-33, 35-45, 47, 53, 54, 56, 58-64, 67-72, 75, 76, 79, 80, 83, 85-89, 95, 97, 101, 103-106, 109, 111, 115, 130, 139, 140, 143-146, 149-152, 154, 161, 162, 164-166, 168-170, 172-176, 178, 181, 188, 196, 197, 199, 200, 205-209, 211, 214, 216-218, 228, 229, 248, 262-266, 269, 271, 273, 275, 276, 282, 285, 286, 288-290, 298, 299, 301, 331, 338, 339, 355, 356, 360, 367, 370, 372-375, 413, 418-421, 427

recyclage des – 11, 22

risque pour la santé 15, 86, 229, 274, 283, 302, 368, 370

utilisation 3-8, 10-12, 14-22, 31-33, 36, 37, 39-44, 46, 47, 53-55, 68, 69, 76, 78-80, 83, 88, 89, 95, 96, 98, 100, 102, 109-111, 114, 116, 118, 120, 121, 126, 127, 133, 134, 139-143, 145, 146, 148, 149, 151-155, 168, 170, 172, 173, 187, 199, 200, 206-209, 212, 215, 216, 218-220, 229, 231-234, 236, 239, 242, 245-248, 250, 259-261, 266, 267, 270, 271, 276, 283, 302, 309-315, 317, 319-323, 327, 328, 331, 333-338, 340-343, 345, 347, 350, 352, 357, 360, 364-369, 372, 374, 385-388, 392, 396-399, 405, 406, 414, 416, 417, 419-423, 425-427

F

Feachem, R. G. 55, 63, 64, 77, 90, 197, 202, 217, 223, 265, 278

filtration

lente sur sable 172
rapide 173

filtres

à sable 43, 46, 209, 210, 211
bactériens 165, 172

Fondation du marketing social du Ghana 291

fosses/bassins

d'oxydation 165, 166, 172

Imhoff 165, 166, 168

septiques 4, 9, 114, 165, 166, 168, 186-189, 316, 368

G

gastro-entérite 72, 100, 114, 152, 282, 289

géofiltration 166, 174

gestion

de la chaîne d'approvisionnement 314, 323
de la salinité de la zone racinaire 242

des eaux usées centrée sur les utilisateurs 319

Ghana 9, 16, 25-27, 46, 47, 49, 81, 105, 108, 136, 146, 158, 163, 186, 188, 189, 192, 193, 195, 202, 208, 209, 212, 213, 217-220, 223, 224, 269, 271-273, 277-279, 281, 283-287, 289, 292, 294, 295, 302-305, 318, 321, 323, 330, 336, 337, 341, 344, 349, 350, 355, 359-362, 365, 367-370, 372, 374, 375, 378, 381, 382, 423

approche marketing 357

enquête sur les aliments de rue 354

étude pilote de marketing social 378

interventions sans traitement 139, 143, 146, 155, 281, 283, 286, 299, 359

mesures mises en œuvre aux champs et à l'extérieur des champs 44

prix national décerné aux meilleurs agriculteurs urbains 398

projet 26, 156-158, 174, 194, 196, 219, 220, 275, 279, 284, 292, 298, 313, 319, 322, 324, 330, 332-334, 344, 378, 386, 387, 390-396, 398, 400-403, 405, 428

récupération de l'azote 194, 197

salubrité des aliments 142, 144, 145, 148, 270, 334, 371

stations de traitement des eaux usées 168, 188, 284, 299, 302, 330, 336

systèmes d'étangs 195, 205-207, 296

toilettes publiques 4, 9, 188, 189, 192-195

utilisation d'eau de Javel 271

utilisation des eaux usées 3, 5, 6, 10-12, 14-17, 19, 20, 32, 33, 36, 37, 39, 41, 55, 68, 76, 80, 96, 109, 116, 121, 134, 139-143, 146, 148, 152-155, 168, 220, 229, 236, 309, 310, 313, 314, 319-323, 327, 352, 364, 365, 367, 385, 406, 414, 416, 421, 422, 426

utilisation des excréta 5, 10, 41, 368, 369
Giardia lamblia 67, 77, 78, 80, 163
 Groupe consultatif pour la recherche agricole internationale (GCRAI) 219, 275
 gypse 232, 240, 246

H

Haas C. N. 58, 60, 64, 69, 72, 78, 82, 89, 91, 92, 285, 288, 303
 hépatite A 33, 70, 140, 149, 152, 269
 hormones 128, 129, 200
 hyperaccumulateurs
 coefficient d'extraction 234
 explication 356
 facteur de bioaccumulation 234
 facteur de translocation 234

I

incitatifs 222, 354, 425

Inde

fiches de rendement des citoyens 315
 traitement des eaux usées 4, 5, 13, 20-23, 31, 39-45, 48, 53, 54, 62, 64, 88, 95, 97, 102, 103, 105, 106, 110, 151, 154, 161, 162, 165-167, 169, 174, 175, 188, 190, 206-208, 221, 228-230, 281, 283-287, 291, 299, 300, 302, 316-318, 328, 331, 335, 337, 339, 340, 342, 346, 360, 415, 420-425, 427
 utilisation des eaux grises 7, 8
 utilisation des eaux usées 3, 5, 6, 10-12, 14-17, 19, 20, 32, 33, 36, 37, 39, 41, 55, 68, 76, 80, 96, 109, 116, 121, 134, 139-143, 146, 148, 152-155, 168, 220, 229, 236, 309, 310, 313, 314, 319-323, 327, 352, 364, 365, 367, 385, 406, 414, 416, 421, 422, 426
 utilisation directe des eaux usées 12, 421

infections aux helminthes

boues de vidange 4, 6, 9, 10, 15, 22, 23, 25, 27, 42, 81, 86, 88, 89, 162, 185, 187-190, 195-197, 199, 201, 327-329, 331, 334-336, 342, 343, 368, 374, 377, 423
 contamination alimentaire 310, 313
 description 78, 83-85, 151, 162, 285
 directives de l'OMS 19, 20, 31, 34, 39, 40, 42, 44, 47, 68, 87, 95, 96, 145, 162, 223, 229, 259-261, 311, 322, 345, 360, 372, 414, 418-421, 424, 425
 exposition professionnelle 298
 filtration rapide 173
 filtres à sable 43, 46, 209, 210, 211
 irrigation 4, 6, 7, 8, 11-13, 16-19, 25-28, 31, 32, 34, 36, 37, 39, 40, 42-46, 48-50, 53, 54, 58-60, 62-65, 68, 69, 76, 78, 81-85, 87-90, 98, 101,

102, 104-130, 132, 134-143, 145, 146, 149-155, 157, 158, 161, 162, 167, 168, 171, 174, 175, 180, 182, 195, 196, 205-212, 214-225, 227-229, 231, 236-251, 253-256, 260, 261, 263, 264, 266, 267, 275, 276, 278-288, 294, 295, 299-304, 312, 316, 318-321, 323-325, 332, 334, 337-342, 345-347, 349, 357, 361, 364, 365, 370, 372, 373, 375, 377, 381, 385-388, 398, 405-408, 413-417, 419-422, 424, 425, 428
 interventions sans traitement 139, 143, 146, 155, 281, 283, 286, 299, 359
 systèmes d'étangs 195, 205-207, 296
 TPA XL, 170, 171, 176
 traitement des eaux usées 4, 5, 13, 20-23, 31, 39-45, 48, 53, 54, 62, 64, 88, 95, 97, 102, 103, 105, 106, 110, 151, 154, 161, 162, 165-167, 169, 174, 175, 188, 190, 206-208, 221, 228-230, 281, 283-287, 291, 299, 300, 302, 316-318, 328, 331, 335, 337, 339, 340, 342, 346, 360, 415, 420-425, 427

infections aux nématodes intestinaux 145, 365

voir aussi pathogènes

infiltration-percolation 166, 173, 184

Institut international de gestion de l'eau (IWMI) 9, 26-28, 50, 135-137, 156-158, 224, 252, 284, 325, 347, 362, 401, 426, 428

International Development Enterprises (IDE) 215

intervenants

avantage commun 314
 éducation des – 347, 348
 permission des – 332
 plateformes multi-acteurs 343, 385, 386, 389-392, 396, 399, 402-404, 406, 422

interventions sans traitement 139, 143, 146, 155, 281, 283, 286, 299, 359

irrigation

avec des eaux usées 7, 34, 36, 40, 55, 60, 64, 67, 76, 82, 86, 88, 97, 103, 104, 106, 113, 115, 118, 124, 126, 127, 134, 140, 144, 150, 152, 153, 155, 206, 238, 240, 259, 275, 282-284, 286, 294, 296, 297, 302, 321, 341, 347, 366, 368, 374, 389, 395, 396, 399, 402, 406, 413, 415, 416, 418, 422

consommation de produits 32

contamination des aliments 40, 148, 181, 369
 des cultures 5, 9, 11, 14-16, 18, 33, 40, 43, 45, 54, 64, 67, 79, 83, 88, 112, 117, 120, 125, 130-132, 134, 140, 145, 146, 152, 181, 190, 214-216, 218, 235-238, 240-246, 248, 249, 259, 263-265, 267, 319, 332, 337, 338, 346, 347, 349, 352, 363, 364, 373, 374, 380, 414, 416

eau contaminée 37

eaux usées sodiques 240

effluents 4, 32, 42, 75, 78, 89, 92, 111, 124, 134, 140, 164, 166-169, 171-176, 178-180, 184, 190, 192, 195, 206, 208, 217, 222, 229, 239, 311, 315-317, 319, 336-343, 376, 413, 419

éléments nutritifs dans l'eau 238

infections aux helminthes 34, 35, 82, 89, 140, 143, 368
 infrastructure 319, 324, 334, 425
 méthodes 5, 23, 38, 39, 42, 46, 47, 80, 81, 84, 88, 98, 99, 101, 105, 106, 139, 141, 145, 146, 148-150, 154, 164, 181, 214, 216, 240, 241, 243, 249, 268, 274, 275, 335, 347, 356, 364, 371, 374, 417, 420
 non restreinte 62, 63, 68, 421
 par aspersion 76, 171, 215, 241, 284, 373
 Presec 337, 338
 puits peu profonds 377
 réduire les pathogènes 46, 165, 216
 restreinte 46, 54, 60-64, 331, 337, 421
 systèmes de traitement des eaux usées 313, 427

■ J-K

Jordanie 8, 9, 13, 81, 163, 206, 236, 423
 Karavarsamis, N. 95, 96, 98, 101, 103, 105, 107
 koïlonychie (ongles en cuiller) 17, 34
 kystes de protozoaires
 évaluation des risques 21, 37, 40, 45, 69, 75, 76, 78-81, 84, 88, 89, 130-132, 134, 141, 142, 152, 217, 219, 286, 347, 348, 417, 420, 421, 426
 filtres à sable 43, 46, 209-211
 irrigation avec des eaux usées 20, 31, 32, 34, 36, 38, 83, 85, 98, 109-112, 115, 117-119, 121, 123, 124, 126-129, 134, 135, 139, 140, 150-154, 206, 207, 218, 219, 221, 228, 236, 238, 240, 244, 246, 248, 260, 275, 276, 281-285, 294, 299, 302, 345, 347, 365, 370, 373, 398, 405, 406, 413-417, 419, 424
 systèmes d'étangs 195, 205-207, 296
 traitement 3-9, 12, 13, 16, 19-25, 29, 31, 32, 36, 39-48, 53-55, 59, 62, 64, 69, 75, 77, 78, 81, 83, 88, 95, 97, 102-106, 110, 111, 114-116, 123, 129, 133, 139, 145, 150, 151, 154, 161, 162, 164-178, 185, 187-192, 195-197, 199-201, 205-209, 221, 227, 228, 230, 231, 233, 239, 246, 248, 249, 260-262, 268, 270, 281, 283-287, 291, 292, 294, 296, 297, 299, 300, 302, 309-311, 316-319, 322, 327-332, 334-340, 342, 343, 345, 346, 349, 351, 360, 364, 368, 372, 374, 395, 413, 415-425, 427

■ L

Laitue
 évaluation des risques 21, 37, 40, 45, 69, 75, 76, 78-81, 84, 88, 89, 130-132, 134, 141, 142, 152, 217, 219, 286, 347, 348, 417, 420, 421, 426
 irrigation 4, 6-8, 11-13, 16-19, 25-28, 31, 32, 34, 36, 37, 39, 40, 42-46, 48-50, 53, 54, 58-60, 62-65, 68, 69, 76, 78, 81-85, 87-90, 98, 101,

102, 104-130, 132, 134-143, 145, 146, 149-155, 157, 158, 161, 162, 167, 168, 171, 174, 175, 180, 182, 195, 196, 205-212, 214-225, 227-229, 231, 236-251, 253-256, 260, 261, 263, 264, 266, 267, 275, 276, 278-288, 294, 295, 299-304, 312, 316, 318-321, 323-325, 332, 334, 337-342, 345-347, 349, 357, 361, 364, 365, 370, 372, 373, 375, 377, 381, 385-388, 398, 405-408, 413-417, 419-422, 424, 425, 428
 irriguée avec des eaux usées 6, 7, 37, 41, 44, 55, 102, 104, 205, 206, 275, 286, 289, 363, 365
 minimiser les risques sanitaires 415
 sélection des cultures 205, 236

latrines VIP 331

légumes

lavage 43, 44, 68, 81, 84, 85, 87, 88, 95, 96, 103, 105, 111, 145, 151, 221, 231, 271-274, 276, 283, 284, 299-301, 345, 346, 349, 353-358, 375, 420, 422, 425

lessivage 112, 113, 120, 121, 187, 193, 195, 196, 235, 238, 242-244, 246

Liban 5, 13

lits de séchage

non plantés 193, 196, 197, 199
 plantés 196, 199

■ M

macrophytes aquatiques 169

maladies

à rotavirus 57
 cutanées 34, 368
 d'origine alimentaire 142, 144, 152, 154, 286
 d'origine hydrique 75, 139, 152, 154, 289
 entériques 366

marais artificiels 43, 166, 168-170, 187, 191, 193, 194, 197, 198, 317

marketing social 222, 284, 292, 299, 345, 350-352, 354, 357, 360, 373, 422

Maroc 5, 81, 163, 319

matières dissoutes totales (MDT) 121

matières organiques

boues de vidange 4, 6, 9, 10, 15, 22, 23, 25, 27, 42, 81, 86, 88, 89, 162, 185, 187-190, 195-197, 199, 201, 327-329, 331, 334-336, 342, 343, 368, 374, 377, 423

carbone organique 118, 119, 134

coagulation-floculation 170, 171

contaminants 16, 18, 109, 111, 114, 120, 122, 124, 128, 129, 132-134, 138, 190, 227-229, 232, 235, 248, 249, 262, 263, 267, 374

éléments nutritifs 4, 10, 11, 15, 16, 19, 21-25, 41, 42, 109, 110, 114-117, 119-121, 124, 132-134, 140, 161, 162, 164, 165, 169-171, 174, 175, 178, 185, 188, 189, 199, 201, 227, 228, 237-239, 249, 311, 317, 330, 331, 340, 342, 369

évaluation des risques 21, 37, 40, 45, 69, 75, 76, 78-81, 84, 88, 89, 130-132, 134, 141, 142, 152, 217, 219, 286, 347, 348, 417, 420, 421, 426
polluants 19, 21, 22, 35, 126, 128, 129, 131, 132, 172, 200, 228, 233, 235, 368
médias 221, 350, 352, 354, 365, 367, 370, 371, 377
mesures
 de contrôle (MC) 43, 54, 55, 59, 62-64, 103, 141-143, 150, 151, 181, 271, 420
 mises en œuvre aux champs 44, 205, 221, 222, 230, 263, 364
 post-récolte 46, 221, 259, 312
méthémoglobinémie 112, 120
Mexique 5, 16, 63, 76, 81, 121, 122, 163, 167, 229, 236, 318, 319, 423
microbes
 contamination 18, 25, 32, 40, 46, 72, 73, 76, 80, 90, 103, 106, 126, 127, 137, 139, 141, 145, 148-151, 155, 181, 188, 202, 214, 215, 216, 218, 224, 231, 237, 250, 253, 259-261, 263-273, 275-277, 279, 299, 302, 310, 312, 313, 353, 360, 361, 369, 375, 376, 381, 387, 397, 419, 422
 croissance 3, 15, 17, 22, 23, 25, 32, 59, 109, 110, 112-114, 117, 120, 123-125, 131, 134, 167, 174, 195, 214, 216, 228, 235, 239, 241, 244-246, 268, 275, 310, 330, 331, 340, 374, 416, 424, 426
 évaluation des risques 21, 37, 40, 45, 69, 75, 76, 78-81, 84, 88, 89, 130-132, 134, 141, 142, 152, 217, 219, 286, 347, 348, 417, 420, 421, 426
 sur les produits 38, 88, 420
mise à l'échelle 405
modèle Bêta-Poisson 82, 84
modèle de réceptivité (Jeffrey/Seaton) 354
modèle de réutilisation de Mnini 332
modèle général de régression linéaire 236
moustiques 37, 170, 176, 207

N

Necator americanus (ankylostomes de l'homme) 63, 102
 voir aussi pathogènes
Népal 8, 34, 186, 368
Nigeria 9, 135, 376, 380
nitrates 112, 120, 244
niveau approprié de protection (NAP) 262
norovirus (NV) 33, 35, 55, 56, 70, 72, 73, 91, 95, 96, 100, 102, 104, 105, 107, 108, 152, 269
 voir aussi gastro-entérite

O

objectifs en matière de salubrité alimentaire (OSA) 40, 260
Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) 15, 220, 278

Organisation des Nations Unies pour le développement industriel (ONUDI) 124, 137
Organisation mondiale de la santé (OMS) 25, 26, 28, 31, 48-50, 53, 54, 64, 65, 90-92, 107, 108, 135-137, 156, 158, 161, 183, 203, 224, 229, 254, 278, 279, 283, 302-304, 310, 324, 362, 380, 382, 417, 426-428
 limites auxquelles font face les pays en développement 19
 toxines 229, 231
 utilisation des eaux usées et des excréta 41, 365, 426
organismes coliformes 377
osmose 122, 240
ozonation 164, 173

P

Pakistan

ankylostomiase 33
effluents industriels 4, 229, 376
traitement des eaux usées 4, 5, 13, 20-23, 31, 39-45, 48, 53, 54, 62, 64, 88, 95, 97, 102, 103, 105, 106, 110, 151, 154, 161, 162, 165-167, 169, 174, 175, 188, 190, 206-208, 221, 228-230, 281, 283-287, 291, 299, 300, 302, 316-318, 328, 331, 335, 337, 339, 340, 342, 346, 360, 415, 420-425, 427
utilisation des eaux usées 3, 5, 6, 10-12, 14-17, 19, 20, 32, 33, 36, 37, 39, 41, 55, 68, 76, 80, 96, 109, 116, 121, 134, 139-143, 146, 148, 152-155, 168, 220, 229, 236, 309, 310, 313, 314, 319-323, 327, 352, 364, 365, 367, 385, 406, 414, 416, 421, 422, 426

Palestine 8, 13

Paris 5, 28, 48, 91, 202, 277, 279, 324

partenariats 345, 388-390

pastilles de chlore 145, 270, 274, 349, 355

pathogènes

aliments 4, 18, 19, 23, 36, 40, 44, 45, 47, 55-57, 72, 105, 126, 130, 133, 140, 141, 149, 152, 154, 189, 229, 237, 260-263, 269-271, 276, 277, 282, 289, 291, 294, 296, 299, 310, 312, 317, 320, 321, 345-350, 352-356, 358, 365, 366, 368, 371, 375, 414, 415, 419, 425
Ascaris lombricoides 82-84, 102, 265
bactéries résistantes aux antibiotiques 130
barrières 31, 42, 44, 46, 47, 205, 212, 231, 261-263, 283, 300, 354, 395, 413, 419
cultures vivrières 54, 67, 87-89, 141, 386, 397
dans l'eau d'irrigation 124-126, 212, 229, 299, 372, 419
dans les eaux usées et les biosolides 67, 87, 88
désinfection conventionnelle 175-177, 179
eaux usées domestiques 13, 110, 111, 113, 123, 250, 286

E. coli 33, 35, 44, 55, 60-63, 67, 72, 73, 75, 88, 93, 101, 102, 104, 106, 152, 174, 184, 212, 225, 266, 278, 291, 301, 420

élimination 10, 21, 23, 42, 78, 129, 161, 162, 164, 165, 168, 170, 171, 185, 191, 193, 198, 200, 201, 206, 208, 210, 211, 212, 218, 222, 234, 235, 239, 248, 266, 268, 274, 339, 348, 355, 375
filtration rapide 173

Giardia 33, 67, 74-80, 90, 92, 93, 152, 163, 171, 173, 174, 182

identification de 131, 142, 261, 311, 363, 372, 375, 395

laitues irriguées avec des eaux usées 62, 101, 281, 287, 298

marais 43, 166, 168-170, 176, 187, 191, 193, 194, 197, 198, 205, 239, 248, 317

mesure de - 56, 88, 262

prévalence de la diarrhée 285

risques sanitaires 17-20, 23, 31, 42, 54, 67, 69, 76, 84, 141, 143, 150, 153, 155, 205-207, 219, 221, 222, 259, 275, 282, 283, 295, 300, 301, 310, 317, 322, 346, 353, 359, 363-365, 368-373, 375, 377, 380, 389, 415-417, 419, 423, 425, 426
traitement des eaux usées 4, 5, 13, 20-23, 31, 39-45, 48, 53, 54, 62, 64, 88, 95, 97, 102, 103, 105, 106, 110, 151, 154, 161, 162, 165-167, 169, 174, 175, 188, 190, 206-208, 221, 228-230, 281, 283-287, 291, 299, 300, 302, 316-318, 328, 331, 335, 337, 339, 340, 342, 346, 360, 415, 420-425, 427

utilisation sans risque des eaux usées 31, 53, 54, 68, 89, 95, 96, 102, 206, 218, 259-261, 283, 310, 311, 345, 360, 398, 417, 426

perturbateurs endocriniens 114, 128, 129, 228, 248

Pesticide Impact Rating Index (PIRI) 133, 248
pesticides 18, 32, 41, 123, 128, 129, 133, 140, 206, 228, 237, 248, 249, 253, 273, 371

phosphore 15, 112, 115, 116, 120, 121, 125, 165, 169-171, 228, 237-239, 249, 340

PHP 128, 130

phytoextraction 231, 233, 234, 235, 251, 252, 254

phytoremédiation 231, 232, 234, 235, 249

phytostabilisation 235

phytotoxicité 113, 126, 229

planification d'actions participatives (PAP) 390, 405

points de vue des utilisateurs en aval 315

pouvoir d'échange cationique (CEC) 114, 117, 127, 128

préparation des lits de semences 240

prix national décerné aux meilleurs agriculteurs urbains (Ghana) 398

probabilité d'infection 73, 80, 97, 99, 100

produits pharmaceutiques résiduels 109, 114, 128, 129, 228, 248

programme

Asia Pro Eco II de 2005 à 2008 (UE) 392

CROPWAT 337

Villes agricoles du futur (RUAF) 387

Projet d'amélioration de l'assainissement d'Accra 291

projet SWITCH 298, 387, 392, 400, 402

R

rapport coût-efficacité différentiel (RCED) 298

rapport coût-efficacité (RCE) 153, 281, 285, 293, 297, 298, 300, 302, 354, 358, 413, 422, 427

Rapport sur l'eau No 10 (FAO) 40

rayonnement ultraviolet 164, 173, 265

réacteurs anaérobiques ascendants de couverture de boue (UASB) 165

réacteurs UASB 166

récupération de l'azote 194, 197

Rendtorff, R. C. 77, 78, 79, 80, 92

Réseau international des centres de ressources sur l'agriculture urbaine et la sécurité alimentaire (RUAF) 387, 391

réutilisation des effluents (OMS) 39, 239

rhizofiltration 235

risque

aux champs 43, 205, 209, 221, 227, 231, 259, 263, 266-268, 270, 281, 284, 293, 294, 296, 297, 299, 300, 302, 339, 346, 363, 364, 371, 372, 377

contrôle des produits alimentaires 262

produits chimiques 18, 21, 32, 36, 122, 128, 130, 131, 166, 171, 176, 179, 206, 227, 228, 250, 263, 373, 375

santé 5, 9, 11, 14, 18-20, 23, 24, 31, 32, 35, 36, 38-43, 45-49, 53-56, 59, 62, 64, 67-69, 71, 72, 74, 76, 80, 81, 84, 87, 89, 96, 97, 103, 109-111, 115, 126, 127, 130-134, 139-141, 143-145, 147-155, 158, 170, 178, 181, 186, 188, 198, 200, 205, 206, 220, 222, 225, 227-231, 236, 260-262, 269-271, 274, 276, 282, 283, 285, 295, 298, 299, 301, 309, 310, 319, 320, 321, 328, 329, 334, 343, 348-350, 353, 356, 357, 360, 363-365, 367, 370-373, 376, 378, 380, 385-388, 394, 395, 399, 406, 413-415, 420, 422-424, 426, 427
simulations 53, 60-63, 98, 99, 101, 102, 104, 147, 294, 342

S

saline 219, 223, 242, 245, 246, 253, 255, 256, 274, 374

Salmonella 33, 152, 163, 171, 173, 182, 203, 217, 263, 265, 266, 269, 273, 278-280, 285, 286, 288, 290, 303-305

voir aussi pathogènes

santé 5, 9, 11, 14, 18-20, 23, 24, 31, 32, 35, 36, 38-43, 45-49, 53-56, 59, 62, 64, 67-69, 71, 72, 74, 76, 80, 81, 84, 87, 89, 96, 97, 103, 109-111, 115, 126, 127, 130-134, 139-141, 143-145, 147-155, 158, 170, 178, 181, 186, 188, 198, 200, 205, 206, 220, 222, 225, 227-231, 236, 260-262, 269-271, 274, 276, 282, 283, 285, 295, 298, 299, 301, 309, 310, 319-321, 328, 329, 334, 343, 348-350, 353, 356, 357, 360, 363-365, 367, 370-373, 376, 378, 380, 385-388, 394, 395, 399, 406, 413-415, 420, 422-424, 426, 427
schistosomiase 17, 33, 82
sédimentation primaire 165, 166, 176, 177
Sénégal 14, 16, 186, 207, 211, 267, 367, 374
Shigella 33, 266, 269
Shuval, H. I. 35, 39, 50, 58, 62, 65, 82, 92, 98, 105, 106, 108, 141, 143, 157, 158, 167, 184, 216, 223, 225, 285, 288, 305, 365, 382
Sierra Leone 398
simulations des risques de la méthode de Monte Carlo
directives de l'OMS 19, 20, 31, 34, 39, 40, 42, 44, 47, 68, 87, 95, 96, 145, 162, 223, 229, 259-261, 311, 322, 345, 360, 372, 414, 418-421, 424, 425
évaluation des risques chimiques 134
explication 356
infection à *Ascaris* 83, 84, 87, 103, 104
risques annuels 60, 95, 96, 98, 99, 101
santé 5, 9, 11, 14, 18-20, 23, 24, 31, 32, 35, 36, 38-43, 45-49, 53-56, 59, 62, 64, 67-69, 71, 72, 74, 76, 80, 81, 84, 87, 89, 96, 97, 103, 109-111, 115, 126, 127, 130-134, 139-141, 143-145, 147-155, 158, 170, 178, 181, 186, 188, 198, 200, 205, 206, 220, 222, 225, 227-231, 236, 260-262, 269-271, 274, 276, 282, 283, 285, 295, 298, 299, 301, 309, 310, 319-321, 328, 329, 334, 343, 348-350, 353, 356, 357, 360, 363-365, 367, 370-373, 376, 378, 380, 385-388, 394, 395, 399, 406, 413-415, 420, 422-424, 426, 427
sixième programme-cadre (UE) 395
sodium 15, 109, 112, 113, 120-123, 228, 240, 241
sol
conductivité hydraulique 113, 118, 120, 247
éléments nutritifs 4, 10, 11, 15, 16, 19, 21-25, 41, 42, 109, 110, 114-117, 119-121, 124, 132-134, 140, 161, 162, 164, 165, 169-171, 174, 175, 178, 185, 188, 189, 199, 201, 227, 228, 237-239, 249, 311, 317, 330, 331, 340, 342, 369
ingestion du – 237
survie des pathogènes 217, 264, 265, 266
traitement du – 248, 249, 311
Sri Lanka 8, 50, 137, 182, 224, 239, 248, 254, 325, 362, 376, 392, 394, 408, 428
Staphylococcus aureus 298
stations de traitement des eaux usées (STEP) 168, 188, 284, 299, 302, 330, 336
stockage des effluents 167
voir aussi bassins de stockage et de traitement des eaux usées (BSTEU)
Suède 78, 170

syndrome de Guillain-Barré 56
système de tri à la source en boucle fermée 311
systèmes de diversification des cultures 241
systèmes de filtration 199, 209, 211
systèmes d'irrigation au goutte à goutte
au Ghana 9, 14, 16, 34, 42, 46, 192, 194, 205, 207, 208, 210-212, 215, 216, 219, 269, 270, 273, 275, 281, 284-287, 289, 328, 336, 337, 343, 347-350, 352, 354-357, 362, 369, 372, 374, 376, 378, 398, 399, 426
changement de comportement 153, 260, 300, 345-347, 349-351, 353-356, 364, 375, 377
réduction des risques pour la santé 145, 250, 261, 275, 282, 296, 302
systèmes fondés sur les étangs
Afrique du Sud 8, 22, 328, 330, 336, 343
Ghana 9, 16, 25-27, 46, 47, 49, 81, 105, 108, 136, 146, 158, 163, 186, 188, 189, 192, 193, 195, 202, 208, 209, 212, 213, 217-220, 223, 224, 269, 271-273, 277-279, 281, 283-287, 289, 292, 294, 295, 302-305, 318, 321, 323, 330, 336, 337, 341, 344, 349, 350, 355, 359-362, 365, 367-370, 372, 374, 375, 378, 381, 382, 423
infections aux helminthes 34, 35, 82, 89, 140, 143, 368
réservoirs en cascade 239
risques sanitaires 17-20, 23, 31, 42, 54, 67, 69, 76, 84, 141, 143, 150, 153, 155, 205-207, 219, 221, 222, 259, 275, 282, 283, 295, 300, 301, 310, 317, 322, 346, 353, 359, 363-365, 368-373, 375, 377, 380, 389, 415-417, 419, 423, 425, 426
système chinois à trois réservoirs 208, 212
traitement biologique 178, 207, 246, 317
voir aussi étangs aérés/étangs de décantation/étangs de stabilisation

■ T

tarifs 318
TCPA 170, 176
technique FILTER (Australie) 239
Thaïlande 186, 189, 193, 236
Togo 207, 210, 211, 355, 374
toilettes publiques 4, 9, 188, 189, 192-195
toxicité chimique 132
traitement
biologique 178, 207, 246, 317
primaire avancé (TPA) 170, 176
traiter les eaux usées 109, 110, 162, 166, 167, 171, 173, 330
Trichuris trichiura (trichocéphale de l'homme) 63, 102, 265
voir aussi pathogènes
Tunisie 22, 206, 319, 423
Turquie 13
Typha angustifolia 193

■ V-W-Z

Vietnam

eaux usées pour l'agriculture 316, 385

production légumière 151, 152

utilisation spontanée des eaux usées 315

virus de Norwalk 67, 68, 71, 73, 74

voir aussi norovirus (NV)

voir aussi pathogènes

volonté de payer (VDP) 141, 143, 144, 148, 155,
350, 352, 362

Warner, J. 388-390, 399, 401, 402, 406, 409

Zimbabwe 126, 136, 238, 254

zonage 231, 237, 249