DIRECTIVES OMS POUR

L'UTILISATION SANS RISQUE DES EAUX USÉES, DES EXCRETA ET DES EAUX MÉNAGÈRES

VOLUME II

UTILISATION DES EAUX USÉES EN AGRICULTURE

Organisation mondiale de la Santé

PNUE
Programme des Nations Unies pour le Développement

DIRECTIVES OMS POUR L'UTILISATION SANS RISQUE DES EAUX USÉES, DES EXCRETA ET DES EAUX MÉNAGÈRES

Volume II
Utilisation des eaux usées en agriculture

Organisation mondiale de la Santé

Catalogage à la source : Bibliothèque de l'OMS

Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères

v. I Considérations d'ordre politique et réglementaire – v. II Utilisation des eaux usées en agriculture – v. III Utilisation des eaux usées et des excreta en aquaculture – v. IV Utilisation des excreta et des eaux ménagères en agriculture.

1. Alimentation en eau – législation. 2. Agriculture. 3. Aquaculture. 5. Eaux usées 6. Recommandations comme sujet. I. Organisation mondiale de la Santé.

ISBN 978 92 4 254686 6 (set) (Classification NLM : WA 675)
ISBN 978 92 4 254682 8 (vol. I)
ISBN 978 92 4 254683 5 (vol. II)
ISBN 978 92 4 254684 2 (vol. III)
ISBN 978 92 4 254685 9 (vol. IV)

© Organisation mondiale de la Santé 2012

Tous droits réservés. Les publications de l'Organisation mondiale de la Santé sont disponibles sur le site Web de l'OMS (www.who.int) ou peuvent être achetées auprès des Éditions de l'OMS, Organisation mondiale de la Santé, 20 avenue Appia, 1211 Genève 27 (Suisse) (téléphone : +41 22 791 3264 ; télécopie : +41 22 791 4857 ; courriel : bookorders@who.int. Les demandes relatives à la permission de reproduire ou de traduire des publications de l'OMS – que ce soit pour la vente ou une diffusion non commerciale – doivent être envoyées aux Éditions de l'OMS via le site Web de l'OMS à l'adresse http://www.who.int/about/licensing/copyright_form/en/index.html

Les appellations employées dans la présente publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation mondiale de la Santé aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Les lignes en pointillé sur les cartes représentent des frontières approximatives dont le tracé peut ne pas avoir fait l'objet d'un accord définitif.

La mention de firmes et de produits commerciaux ne signifie pas que ces firmes et ces produits commerciaux sont agréés ou recommandés par l'Organisation mondiale de la Santé, de préférence à d'autres de nature analogue. Sauf erreur ou omission, une majuscule initiale indique qu'il s'agit d'un nom déposé.

L'Organisation mondiale de la Santé a pris toutes les précautions raisonnables pour vérifier les informations contenues dans la présente publication. Toutefois, le matériel publié est diffusé sans aucune garantie, expresse ou implicite. La responsabilité de l'interprétation et de l'utilisation dudit matériel incombe au lecteur. En aucun cas, l'Organisation mondiale de la Santé ne saurait être tenue responsable des préjudices subis du fait de son utilisation.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des sigles et abréviations ..... **vii**
Avant-propos ..... **ix**
Remerciements ..... **xi**
Résumé d'orientation ..... **xv**

1. Introduction **1**
1.1 Objectifs et considérations générales 1
1.2 Public visé, définitions et portée des Directives 3
1.3 Phénomènes à l'origine de l'utilisation accrue d'eaux usées 3
1.3.1 Aggravation de la pénurie d'eau et du stress hydrique 3
1.3.2 Croissance démographique 4
1.3.3 Les eaux usées en tant que ressource 5
1.3.4 Objectifs du Millénaire pour le développement 5
1.4 Organisation des Directives 7

2. Cadre de Stockholm **9**
2.1 Approche harmonisée pour l'évaluation et la gestion des risques 9
2.2 Évaluation de l'exposition environnementale 9
2.3 Évaluation du risque sanitaire 15
2.4 Risque sanitaire tolérable 16
2.5 Objectifs liés à la santé 16
2.6 Gestion des risques 17
2.7 État de la santé publique 19
2.7.1 Maladies liées aux excreta 20
2.7.2 Schistosomiase 22
2.7.3 Maladies à transmission vectorielle 23
2.7.4 Mesure de l'état de la santé publique 23

3. Évaluation des risques sanitaires **27**
3.1 Analyse microbienne 27
3.1.1 Survie des agents pathogènes dans le sol et sur les cultures 30
3.2 Preuves épidémiologiques 36
3.2.1 Risques pour les consommateurs de produits de culture à l'état cru 37
3.2.2 Risques pour les travailleurs agricoles et leurs familles 42
3.2.3 Risques pour les communautés locales découlant de l'irrigation par aspersion 51
3.2.4 Résultats globaux pour les familles d'agriculteurs et les communautés locales 52
3.3 Analyse quantitative du risque microbien 53
3.4 Problèmes émergeants : maladies infectieuses 60
3.5 Produits chimiques 60
3.5.1 Impacts sanitaires 61
3.5.2 Évaluation des risques dus aux contaminants chimiques 62
3.5.3 Problèmes émergeants : produits chimiques 63

4. Objectifs liés à la santé **65**
4.1 Charge de morbidité tolérable et objectifs liés à la santé 65
4.1.1 Étape 1 : risque d'infection tolerable 65
4.1.2 Étape 2 : QMRA 67
4.1.3 Étape 3 : réduction nécessaire des agents pathogènes 67
4.1.4 Étape 4 : mesures de protection sanitaire pour obtenir la réduction des agents pathogènes nécessaire 68

4.1.5 Étape 5 : surveillance/vérification 68
4.1.6 Exemple de définition des objectifs en matière de performances antimicrobiennes 68
4.2 Objectifs en matière de réduction microbienne 68
4.2.1 Irrigation sans restriction 70
4.2.2 Irrigation restreinte 75
4.2.3 Irrigation localisée 76
4.3 Surveillance/vérification 77
4.3.1 Traitement des eaux usées 77
4.3.2 Autres mesures de protection sanitaire 77
4.4 Exportations d'aliments 78
4.5 Normes nationales : écarts par rapport à l'objectif de $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an 80
4.6 Produits chimiques 81
4.6.1 Objectifs liés à la santé 81
4.6.2 Qualité physicochimique des eaux usées traitées répondant aux besoins des végétaux pour leur croissance 83

5. Mesures de protection sanitaire 85
5.1 Restrictions portant sur les cultures 86
5.2 Techniques d'épandage des eaux usées 87
5.2.1 Irrigation par submersion et par rigoles d'infiltration 88
5.2.2 Irrigation par pulvérisation et aspersion 88
5.2.3 Irrigation localisée 88
5.2.4 Arrêt de l'irrigation 89
5.3 Dépérissement des agents pathogènes avant la consommation des produits 89
5.4 Mesures à appliquer dans la préparation des aliments 89
5.5 Limitation de l'exposition humaine 90
5.5.1 Travailleurs agricoles 90
5.5.2 Consommateurs 91
5.5.3 Chimiothérapie et vaccination 91
5.6 Traitement des eaux usées 91
5.6.1 Systèmes biologiques bas débit 92
5.6.2 Procédés haut débit 99
5.7 Utilisation des eaux usées brutes 102

6. Surveillance et évaluation du système 105
6.1 Fonctions de surveillance 105
6.2 Évaluation du système 105
6.3 Validation 108
6.4 Surveillance opérationnelle 108
6.5 Surveillance/vérification 112
6.6 Systèmes à petite échelle 113
6.7 Autres types de surveillance 113
6.7.1 Inspection des aliments 113
6.7.2 Surveillance sanitaire 114

7. Aspects socioculturels 115
7.1 Croyances culturelles et religieuses 115
7.2 Perception par le public 116
7.2.1 Acceptation par le public des schémas d'utilisation des eaux usées 117

8. Aspects environnementaux **121**
8.1 Composants des eaux usées 121
8.1.1 Agents pathogènes 123
8.1.2 Sels 123
8.1.3 Métaux lourds 124
8.1.4 Composés organiques toxiques 125
8.1.5 Nutriments 127
8.1.6 Matières organiques 128
8.1.7 Matières solides en suspension 129
8.1.8 Acides et bases (pH) 129
8.2 Effets sur l'environnement par le biais de la chaîne agricole 129
8.2.1 Sols 129
8.2.2 Eaux souterraines 138
8.2.3 Eaux de surface 142
8.3 Stratégies de gestion pour réduire les impacts environnementaux 143

9. Considérations économiques et financières **147**
9.1 Faisabilité économique 147
9.1.1 Analyse coûts/bénéfices 147
9.1.2 Coûts et benefices 150
9.1.3 Processus de prise de décisions multi-objectifs 154
9.2 Faisabilité financière 154
9.3 Faisabilité commerciale 157

10. Aspects politiques **159**
10.1 Politique 159
10.1.1 Politique internationale 160
10.1.2 Politiques nationales à propos de l'utilisation des eaux usées 161
10.1.3 Rôle des eaux usées dans la gestion intégrée des ressources en eau 161
10.2 Législation 161
10.2.1 Rôles et responsabilités des institutions 163
10.2.2 Droits d'accès 166
10.2.3 Propriété foncière 166
10.2.4 Santé publique 167
10.3 Réglementations 167
10.4 Mise au point d'un cadre politique national 168
10.4.1 Définition des objectifs 168
10.4.2 Évaluation de l'environnement politique 169
10.4.3 Mise au point d'approches nationales sur la base des Directives OMS 170
10.4.4 Travail de recherche 172

11. Planification et mise en œuvre **173**
11.1 Compte rendu et communication 175
11.2 Interaction avec les communautés et les consommateurs 177
11.3 Exploitation des données et des informations 177
11.4 Critères de planification des projets 177
11.4.1 Services d'appui 180
11.4.2 Formation 180

Références **181**

Annexe 1 : Bonnes pratiques d'irrigation **199**

Annexe 2 : Résumé des effets des métaux lourds et des éléments traces associés à l'irrigation avec des eaux usées **209**

Annexe 3 : Évaluation de l'impact sanitaire **215**

Annexe 4 : Glossaire des termes utilisés dans les Directives **219**

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AT	Azote total
C_{ed}	Conductivité électrique de l'eau de drainage
C_{ei}	Conductivité électrique de l'eau d'irrigation
CT	Coliformes totaux
COT	Carbone organique total
DALY	Année de vie corrigée de l'incapacité
2,4-D	Acide dichlorophénoxyacétique
DBO	Demande biochimique en oxygène
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DI_{50}	Dose infectieuse médiane
DJA	Dose journalière admissible
DJT	Dose journalière tolérable
EIE	Évaluation de l'impact environnemental
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
FL	Fraction lessivante
HPA	Hydrocarbures polycycliques aromatiques
MDT	Matières solides dissoutes totales
MST	Matières solides en suspension totales
NOAEL	Dose sans effet nocif observé
OMC	Organisation mondiale du Commerce
OMS	Organisation mondiale de la Santé
OMD	Objectifs du Millénaire pour le développement
OR	Odds ratio
PCB	Polychlorobiphényle
PPPA	Par personne et par an
RAS	Ratio d'absorption du sodium
SAT	Assainissement du sol et de la nappe aquifère
2,4-5-T	Acide 2,4-5-trichlorophénoxyacétique
UASB	Couverture de boue anaérobie à flux ascendant
VIH	Virus de l'immunodéficience humaine

AVANT-PROPOS

L'Assemblée générale des Nations Unies de 2000 a adopté les objectifs du Millénaire pour le développement (OMD) le 8 septembre 2000. Les OMD les plus directement liés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture sont les objectifs N° 1 « Réduire l'extrême pauvreté et la faim » et N° 7 « Assurer un environnement durable ». L'utilisation d'eaux usées en agriculture peut aider les communautés à produire davantage de cultures alimentaires et à tirer parti de ressources précieuses en eau et en nutriments. Cette utilisation doit cependant s'effectuer sans risque afin que ses bénéfices pour la santé publique et l'environnement soient les plus importants possibles.

Pour protéger la santé publique et faciliter un usage rationnel des eaux usées et des excreta en agriculture et en aquaculture, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a publié en 1973 des recommandations concernant l'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture sous le titre *La réutilisation des effluents : méthodes de traitement des eaux usées et mesures de protection sanitaire* (OMS, 1973). À l'issue d'une revue approfondie d'études épidémiologiques et d'autres informations, ces recommandations ont été actualisées en 1989 sous le titre *Guide pour l'utilisation sans risque des eaux résiduaires et des excreta en agriculture et aquaculture – Mesures pour la protection de la santé publique* (OMS, 1991). Ces recommandations ont eu une grande influence et de nombreux pays les ont adoptées pour les appliquer ou les adapter à leurs pratiques en matière d'utilisation des eaux usées et des excreta.

L'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères en agriculture est de plus en plus considérée comme une méthode associant recyclage de l'eau et des nutriments, renforcement de la sécurité alimentaire des ménages et amélioration de l'alimentation des ménages pauvres. L'intérêt pour l'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture est motivé par la rareté de l'eau, le manque de disponibilité des nutriments et les préoccupations concernant les effets sur la santé et l'environnement de cette utilisation. La version précédente des Directives a dû être réactualisée pour prendre en compte des données scientifiques récentes sur les agents pathogènes, les produits chimiques et d'autres facteurs, et notamment certaines évolutions dans les caractéristiques des populations et les pratiques sanitaires, des méthodes d'évaluation des risques améliorées, des aspects sociaux ou relevant de l'équité et des pratiques socioculturelles. Il était tout particulièrement nécessaire d'examiner les données épidémiologiques et relatives à l'évaluation des risques.

Pour que sa présentation s'adapte mieux au public visé, la troisième édition des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* est divisée en quatre volumes séparés : *Volume I : Considérations d'ordre politique et réglementaire, Volume II : Utilisation des eaux usées en agriculture, Volume III : Utilisation des eaux usées et des excreta en aquaculture ; et Volume IV : Utilisation des excreta et des eaux ménagères en agriculture*.

Les recommandations de l'OMS sur les questions liées à l'eau reposent sur un consensus scientifique et sur les meilleures données disponibles. Un grand nombre de spécialistes ont participé à leur élaboration. Les *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* visent à protéger la santé des agriculteurs (et de leurs familles), des communautés locales et des consommateurs des produits cultivés. Elles sont destinées à être adaptées en fonction de facteurs socioculturels, économiques et environnementaux nationaux. Lorsque les *Directives* abordent des questions techniques – par exemple le traitement des eaux usées –, elles mentionnent explicitement les technologies facilement disponibles et applicables (tant du point de vue technique qu'économique), mais n'excluent pas les autres. Des normes trop strictes peuvent ne pas être applicables sur la durée et, paradoxalement, conduire à une moindre protection

sanitaire car elles risquent d'être considérées comme impossibles à atteindre dans les conditions locales et, donc, d'être ignorées. Les Directives s'efforcent donc de maximiser à la fois le bénéfice global pour la santé publique et l'usage utile de ressources rares.

À l'issue d'une réunion d'experts tenue à Stockholm, en Suède, l'OMS a publié le document *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease* (Fewtrell & Bartram, 2001). Ce document présente un cadre harmonisé pour l'élaboration de recommandations et de normes concernant les dangers microbiens liés à l'eau. Ce cadre prévoit l'évaluation des risques pour la santé en préalable à la fixation des objectifs sanitaires, la définition d'approches fondamentales pour lutter contre ces dangers et l'évaluation de l'impact d'une combinaison de ces approches sur l'état de la santé publique. Il est flexible et permet aux pays de prendre en compte les risques sanitaires pouvant résulter d'expositions microbiennes par le biais de l'eau de boisson ou de contacts avec de l'eau à usage récréatif ou professionnel. Il importe de replacer les risques sanitaires découlant de l'utilisation d'eaux usées en agriculture dans le contexte du niveau de morbidité global dans une population donnée.

Le présent Volume des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* fournit des informations sur l'évaluation et la gestion des risques associés aux dangers microbiens et aux produits chimiques toxiques. Il justifie la nécessité de promouvoir un usage sans risque des eaux usées en agriculture, et notamment d'appliquer des procédures minimales et des objectifs liés à la santé spécifiques, et explique comment il est prévu d'exploiter ces besoins. Le Volume II présente également les approches utilisées dans l'établissement des recommandations, y compris les objectifs liés à la santé, et comprend une révision en profondeur des stratégies pour garantir la salubrité de l'eau sur le plan microbien.

Cette version des Directives remplace les versions antérieures (1973 et 1989). Elle est reconnue comme représentant la position du système des Nations Unies sur les questions relatives aux eaux usées, aux excreta, aux eaux ménagères et à la santé, formulée par UN-Water, l'organisme coordonnateur des 24 agences et programmes des Nations Unies concernés par les problèmes liés à l'eau. Elle poursuit le développement de notions, de démarches et de connaissances évoquées dans les éditions antérieures et renferme des informations supplémentaires sur :

- la charge globale de maladies véhiculées par l'eau au sein d'une population et sur la façon dont l'utilisation des eaux usées en agriculture peut contribuer à cette charge ;
- le Cadre de Stockholm pour le développement de recommandations relatives à l'eau et la définition d'objectifs liés à la santé ;
- l'analyse des risques ;
- les stratégies de gestion des risques, y compris la quantification de différentes mesures de protection sanitaire ;
- des produits chimiques ;
- les stratégies de mise en œuvre des Directives.

Cette version révisée des Directives sera utile à toutes les personnes confrontées à des problèmes concernant l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères, la santé publique et la gestion de l'eau et des déchets, et notamment aux scientifiques exerçant dans les domaines de l'environnement et de la santé publique, aux formateurs, aux chercheurs, aux ingénieurs, aux décideurs et aux personnes chargées de la normalisation et de la réglementation.

REMERCIEMENTS

L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) souhaite exprimer sa gratitude à tous ceux dont les efforts ont permis la publication des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères, Volume II : Utilisation des eaux usées en agriculture*, et en particulier le Dr Jamie Bartram (Coordonnateur du Département Eau, assainissement et santé de l'OMS, à Genève) et M. Richard Carr (Responsable technique au Département Eau, assainissement et santé de l'OMS, à Genève), qui ont coordonné l'élaboration de ce volume.

Un groupe d'experts international a fourni les éléments et a participé à la rédaction et à la révision du Volume II des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères*. De nombreuses personnes ont contribué, directement ou à travers des activités connexes, à chacun des chapitres. L'OMS remercie pour leurs apports[1] dans le développement de ces Directives :

Mohammad Abed Aziz Al-Rasheed, Ministère de la Santé, Amman, Jordanie
Saqer Al Salem, Centre régional OMS pour les activités relatives à l'hygiène de l'environnement, Amman, Jordanie
John Anderson, New South Wales Department of Public Works & Services, Sydney, Australie
Andreas Angelakis, Fondation nationale pour la recherche en agriculture, Institut d'Héraklion, Héraklion, Grèce
Takashi Asano,* University of California at Davis, Davis, Californie, États-Unis d'Amérique
Nicholas Ashbolt,* University of New South Wales, Sydney, Australie
Lorimer Mark Austin, Council for Scientific and Industrial Research, Pretoria, Afrique du Sud
Ali Akbar Azimi, Université de Téhéran, Téhéran, Iran
Javed Aziz, University of Engineering & Technology, Lahore, Pakistan
Akiça Bahri, Institut national de recherche en Génie rural, Eau et Forêt, Ariana, Tunisie
Mohamed Bazza, Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Le Caire, Egypte
Ursula Blumenthal,* London School of Hygiene and Tropical Medicine, Londres, Royaume-Uni
Jean Bontoux, Université de Montpellier, Montpellier, France
Laurent Bontoux, Commission européenne, Bruxelles, Belgique
Robert Bos, OMS, Genève, Suisse
François Brissaud, Université de Montpellier II, Montpellier, France
Stephanie Buechler,* International Water Management Institute, Pantancheru, Andhra Pradesh, Inde
Paulina Cervantes-Olivier, Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail, Maisons Alfort, France
Andrew Chang,* University of California at Riverside, Riverside, Californie, États-Unis d'Amérique
Guéladio Cissé, Centre suisse de Recherche scientifique, Abidjan, Côte d'Ivoire
Joseph Cotruvo, J. Cotruvo & Associates, Washington, DC, États-Unis d'Amérique
Brian Crathorne, RWE Thames Water, Reading, Royaume-Uni

[1] La présence d'un astérisque (*) indique que des apports importants sont en préparation.

David Cunliffe, Environmental Health Service, Adelaïde, Australie
Anders Dalsgaard,* Royal Veterinary and Agricultural University, Frederiksberg, Danemark
Gayathri Devi,* International Water Management Institute, Andhra Pradesh, Inde
Pay Drechsel, International Water Management Institute, Accra, Ghana
Bruce Durham, Veolia Water Systems, Derbyshire, Royaume-Uni
Peter Edwards,* Institut asiatique de technologie, Klong Luang, Thaïlande
Dirk Engels, OMS, Genève, Suisse
Badri Fattel, Université hébraïque de Jérusalem, Jérusalem, Israël
John Fawell, Consultant indépendant, Flackwell Heath, Royaume-Uni
Pinchas Fine, Institute of Soil, Water and Environmental Sciences, Bet-Dagan, Israël
Jay Fleisher, Nova Southeastern University, Fort Lauderdale, Floride, États-Unis d'Amérique
Yanfen Fu, National Centre for Rural Water Supply Technical Guidance, Pékin, République populaire de Chine
Yaya Ganou, Ministère de la Santé, Ouagadougou, Burkina Faso
Alan Godfrey, United Utilities Water, Warrington, Royaume-Uni
Maria Isabel Gonzalez Gonzalez, National Institute of Hygiene, Epidemiology and Microbiology, La Havane, Cuba
Cagatay Guler, Université Hacettepe, Ankara, Turquie
Gary Hartz, Directeur, Indian Health Service, Rockville, Maryland, États-Unis d'Amérique
Paul Heaton, Power and Water Corporation, Darwin, Territoire du Nord, Australie
Ivanildo Hespanhol, Université de São Paolo, São Paolo, Brésil
José Hueb, OMS, Genève, Suisse
Petter Jenssen,* Université des sciences de la vie, Aas, Norvège
Blanca Jiménez,* Université nationale autonome de Mexico, Mexico, Mexique
Jean-François Junger, Commission européenne, Bruxelles, Belgique
Ioannis K. Kalavrouziotis, Université d'Ioannina, Agrinio, Grèce
Peter Kolsky, Banque mondiale, Washington, DC, États-Unis d'Amérique
Doulaye Koné,* Institut fédéral pour les sciences et les technologies de l'environnement, Suisse (EAWAG)/Département Eau et assainissement dans les pays en développement (SANDEC), Dübendorf, Suisse
Sasha Koo-Oshima, Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome, Italie
Alice Sipiyian Lakati, Department of Environmental Health, Nairobi, Kenya
Valentina Lazarova, Services ONDEO, Le Pecq, France
Pascal Magoarou, Commission européenne, Bruxelles, Belgique
Duncan Mara,* University of Leeds, Leeds, Royaume-Uni
Gerardo Mogol, Département de la Santé, Manille, Philippines
Gerald Moy, OMS, Genève, Suisse
Rafael Mujeriego, Université technique de Catalogne, Barcelone, Espagne
Constantino Nurizzo, Politecnico di Milano, Milan, Italie
Gideon Oron, Université Ben-Gurion du Négev, Kiryat Sde-Boker, Israël
Mohamed Ouahdi, Ministère de la Santé et de la Population, Alger, Algérie
Albert Page,* University of California at Riverside, Riverside, Californie, États-Unis d'Amérique

Genxing Pan,* Université agricole de Nanjing, Nanjing, République populaire de Chine
Nikolaos Paranychianakis, Fondation nationale pour la recherche agricole, Institut d'Héraklion, Héraklion, Grèce
Martin Parkes, North China College of Water Conservancy and Hydropower, Zhengzhou, Henan, République populaire de Chine
Anne Peasey,* Imperial College (auparavant à la London School of Hygiene and Tropical Medicine), Londres, Royaume-Uni
Susan Petterson,* University of New South Wales, Sydney, Australie
Liqa Raschid-Sally, International Water Management Institute, Accra, Ghana
Kerstin Röske, Institut de médecine, de microbiologie et d'hygiène, Dresde, Allemagne
Lorenzo Savioli, OMS, Genève, Suisse
Caroline Schönning, Institut suédois pour la lutte contre les maladies infectieuses, Stockholm, Suède
Janine Schwartzbrod, Université de Nancy, Nancy, France
Louis Schwartzbrod, Université de Nancy, Nancy, France
Jørgen Schlundt, OMS, Genève, Suisse
Natalia Shapirova, Ministère de la Santé, Tachkent, Ouzbékistan
Hillel Shuval, Université hébraïque de Jérusalem, Jérusalem, Israël
Thor-Axel Stenström,* Institut suédois pour la lutte contre les maladies infectieuses, Stockholm, Suède
Martin Strauss,* Institut fédéral pour les sciences et les technologies de l'environnement, Suisse (EAWAG)/Département Eau et assainissement dans les pays en développement (SANDEC), Dübendorf, Suisse
Ted Thairs, EUREAU Working Group on Wastewater Reuse (ancien Secrétaire), Herefordshire, Royaume-Uni
Terrence Thompson, Bureau régional OMS du Pacifique occidental, Manille, Philippines
Sarah Tibatemwa, National Water & Sewerage Corporation, Kampala, Ouganda
Andrea Tilche, Commission européenne, Bruxelles, Belgique
Mwakio P. Tole, Kenyatta University, Nairobi, Kenya
Francisco Torrella, Université de Murcia, Murcia, Espagne
Hajime Toyofuku, OMS, Genève, Suisse
Wim van der Hoek, consultant indépendant, Landsmeer, Pays-Bas
Johan Verink, ICY Waste Water & Energy, Hanovre, Allemagne
Marcos von Sperling, Université fédérale de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brésil
Christine Werner, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn, Allemagne
Steve White, RWE Thames Water, Reading, Royaume-Uni

Nos remerciements vont aussi à Marla Sheffer pour l'édition du texte complet de ces Directives, à Windy Prohom et à Colette Desigaud pour leur aide dans l'administration du projet et à Peter Gosling, qui a joué le rôle de rapporteur lors de la dernière réunion d'examen, en vue de finaliser cette troisième édition, à Genève.

Nous n'aurions pu produire ces Directives sans le soutien généreux du Département du Développement international du Royaume-Uni, de l'Agence suédoise de Coopération pour le Développement international (Sida), en partie par l'intermédiaire de l'Institut

environnemental de Stockholm, du Ministère des Affaires étrangères de Norvège, de la Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) et du Ministère des Affaires étrangères des Pays-Bas (DGIS) par l'intermédiaire de WASTE (conseillers en environnement urbain et développement).

RÉSUMÉ D'ORIENTATION

Le présent volume des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* de l'Organisation mondiale de la Santé décrit l'état actuel des connaissances concernant l'impact de l'utilisation d'eaux usées en agriculture sur la santé des consommateurs des produits, des travailleurs, de leurs familles et des communautés locales. Pour chaque groupe vulnérable, les dangers pour la santé sont identifiés et des mesures de protection sanitaire appropriées, destinées à atténuer les risques, sont examinées.

L'objectif principal des Directives est d'obtenir la meilleure protection possible de la santé publique et de faire un usage optimal de ressources importantes. Le présent volume a pour but de rendre l'utilisation des eaux usées en agriculture aussi sûre que possible, de manière à ce que ses bénéfices pour les ménages sur le plan de la nutrition et de la sécurité alimentaire puissent être largement partagés au sein des communautés qui dépendent, pour leur subsistance, de l'agriculture irriguée par des eaux usées. Ainsi, les effets préjudiciables pour la santé de l'utilisation d'eaux usées en agriculture doivent être soigneusement pesés en regard de ses avantages sanitaires et environnementaux. Cependant, il ne s'agit pas d'un simple arbitrage. Quelle que soit la contribution de l'utilisation des eaux usées en agriculture à la sécurité alimentaire et à l'état nutritionnel, il importe d'identifier les dangers qui lui sont associés, de définir les risques qu'elle présente pour les groupes vulnérables et de concevoir des mesures visant à réduire ces risques.

Ce volume est destiné à servir de base au développement d'approches internationales et nationales (notamment de normes et de réglementations) pour gérer les risques sanitaires découlant des dangers associés à l'utilisation des eaux usées en agriculture, et à fournir un cadre pour la prise de décisions aux niveaux national et local. Les informations qu'il apporte s'appliquent à l'usage intentionnel des eaux usées en agriculture et également à l'utilisation non délibérée pour l'irrigation d'eau contaminée sur le plan fécal.

Les Directives offrent un cadre de gestion préventive et intégrée de la sécurité, s'appliquant du point de génération des eaux usées à celui de consommation des produits cultivés avec les eaux usées et les excreta. Elles présentent les exigences minimales raisonnables en matière de bonnes pratiques pour protéger la santé des personnes utilisant des eaux usées ou des excreta ou consommant des produits cultivés avec ces eaux ou ces excreta et fournissent des informations servant ensuite à formuler des objectifs liés à la santé. Ni les bonnes pratiques minimales, ni les objectifs liés à la santé, ne sont des limites contraignantes. L'approche privilégiée par les autorités nationales ou locales pour mettre en œuvre les Directives, et notamment les objectifs liés à la santé, peut varier selon les conditions sociales, culturelles, environnementales ou économiques locales et selon les connaissances que ces autorités ont des voies d'exposition, de la nature et de la gravité des dangers, ainsi que de l'efficacité des mesures de protection sanitaire disponibles.

Cette version révisée des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* sera utile aux personnes confrontées à des problèmes relatifs à la sécurité d'utilisation des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères, à la santé publique, au développement des ressources en eau et à la gestion des eaux usées. Elle s'adresse notamment aux spécialistes de la santé publique, de l'agronomie et de l'environnement, aux professionnels de l'agriculture, aux formateurs, aux chercheurs, aux ingénieurs, aux décideurs politiques et aux personnes responsables de l'élaboration des normes et des réglementations.

Introduction

Les eaux usées sont de plus en plus utilisées par l'agriculture des pays en développement et des pays industrialisés. Cette utilisation est motivée principalement par :

- la rareté grandissante des ressources en eau et les tensions de plus en plus fortes sur ces ressources ; la dégradation des sources d'eau douce résultant de l'élimination incorrecte des eaux usées ;
- la croissance démographique et l'augmentation résultante de la demande en nourriture et en fibres ;
- la prise de conscience grandissante de la valeur en tant que ressource des eaux usées et des nutriments qu'elles contiennent ;
- les objectifs du Millénaire pour le développement (OMD), en particulier ceux visant à garantir la pérennité de l'environnement et l'élimination de la pauvreté et de la faim.

On estime que, dans les 50 années à venir, plus de 40 % de la population mondiale vivra dans des pays confrontés à un stress hydrique ou à la rareté de l'eau (Hinrichsen, Robey & Upadhyay, 1998). La concurrence grandissante entre les usages agricoles et urbains des approvisionnements en eau douce de haute qualité, notamment dans les régions arides ou semi-arides à forte densité de population, accroît la pression sur cette ressource toujours plus rare.

La Division de la Population des Nations Unies (2002) s'attend à ce qu'en majeure partie, la croissance démographique se produise dans les zones urbaines et périurbaines des pays en développement. L'accroissement de la population augmente à la fois la demande en eau douce et la quantité de déchets rejetés dans l'environnement, d'où une plus forte pollution des sources d'eau propre.

Les eaux usées constituent souvent une source d'eau fiable tout le long de l'année et contiennent les nutriments nécessaires à la croissance des végétaux. La valeur de ces eaux est reconnue depuis longtemps par les agriculteurs du monde entier. Leur utilisation en agriculture représente une forme de recyclage de l'eau et des nutriments, et réduit souvent l'impact environnemental qu'elles auraient sinon en aval sur les sols et les ressources en eau.

L'Assemblée générale des Nations Unies a adopté les OMD le 8 septembre 2000 (Assemblée générale des Nations Unies, 2000). Les OMD les plus directement liés à l'utilisation des eaux usées en agriculture sont l'objectif 1 : « Réduire l'extrême pauvreté et la faim » et l'objectif 7 : « Assurer un environnement durable ». L'utilisation des eaux usées en agriculture peut aider les communautés à augmenter leurs récoltes et à préserver des ressources précieuses en eau et en nutriments.

Cadre de Stockholm

Le Cadre de Stockholm est une approche intégrée, qui associe évaluation et gestion des risques pour lutter contre les maladies liées à l'eau. Il constitue un cadre harmonisé pour la mise au point des directives et des normes relatives à la santé sous l'angle des dangers microbiens liés à l'eau et à l'assainissement. Ce Cadre prévoit une évaluation des risques sanitaires en préalable à la définition des objectifs liés à la santé et à la mise au point de valeurs indicatives, l'élaboration de stratégies de base pour limiter ces risques et l'évaluation de l'impact de cette combinaison d'approches sur la santé publique. C'est le cadre contextuel de ces Directives et des directives de l'OMS relatives à l'eau.

Évaluation des risques sanitaires

Pour évaluer les risques sanitaires, on fait appel à trois types d'évaluations : analyses chimiques et microbiologiques en laboratoire, études épidémiologiques et évaluation quantitative des risques microbiens (et chimiques).

Les eaux usées contiennent divers agents pathogènes, dont un grand nombre sont capables de survivre dans l'environnement (dans les eaux usées, sur les cultures ou dans les sols) suffisamment longtemps pour être transmissibles aux hommes. Le Tableau 1 résume les informations fournies par des études épidémiologiques sur la transmission des

Tableau 1. Résumé de l'évaluation des risques sanitaires associés à l'utilisation d'eaux usées pour l'irrigation

Groupe exposé	Menaces pour la santé		
	Infestations par des helminthes	**Infections bactériennes/ virales**	**Infections à protozoaires**
Consommateurs	Risque significatif d'infestation des enfants et des adultes par des *Ascaris* par le biais d'eaux usées non traitées	Flambées de choléra, de typhoïde et de shigellose signalées comme résultant de l'utilisation d'eaux usées non traitées, cas de séropositivité pour *Helicobacter pylori* (eaux non traitées) ; augmentation de la fréquence des diarrhées non spécifiques lorsque l'eau contient plus de 10^4 coliformes thermotolérants/100 ml	Preuves de la présence de protozoaires parasitiques à la surface de légumes irrigués par des eaux usées, mais absence de preuve directe de la transmission de la maladie
Travailleurs agricoles et leurs familles	Risque significatif d'infestation par des *Ascaris* pour les enfants et les adultes en contact avec des eaux usées non traitées ; il subsiste un risque, en particulier pour les enfants, même lorsque le nombre d'œufs de nématodes par litre dans ces eaux est <1 ; risque accru d'ankylostomiase pour les travailleurs agricoles	Risque accru de maladie diarrhéique chez les jeunes enfants en contact avec des eaux usées si ces eaux contiennent plus de 10^4 coliformes thermotolérants/100 ml ; risque élevé de salmonellose chez les enfants exposés à des eaux usées non traitées ; forte séropositivité pour les norovirus chez les adultes exposés à des eaux usées partiellement traitées	Risque d'infestation par *Giardia intestinalis* trouvé insignifiant en cas de contact avec des eaux usées traitées ou non traitées ; risque accru d'amibiase observé en cas de contact avec des eaux usées non traitées
Communautés proches	Transmission des *Ascaris* non encore étudiée dans le cas de l'irrigation par aspersion, mais observations identiques pour l'irrigation par submersion et par rigoles d'infiltration impliquant un contact important	Relation entre l'irrigation par aspersion avec de l'eau de qualité médiocre (coliformes totaux : 10^6–10^8 CT/100 ml) et une forte exposition à des aérosols d'une part, et une augmentation des taux d'infection ; on ne constate pas d'association entre l'utilisation d'eau partiellement traitée (10^4–10^5 CT/100 ml ou moins) pour l'irrigation par aspersion et un accroissement du taux d'infections virales	Pas de données sur la transmission des infections à protozoaires pendant l'irrigation par aspersion avec des eaux usées

CT : coliformes totaux.

maladies infectieuses liée à l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Aux endroits où l'on utilise des eaux usées sans traitement adéquat, les plus grands risques sanitaires proviennent des helminthes intestinaux.

Le Tableau 2 présente un résumé des éléments fournis par l'évaluation quantitative des risques microbiens (QMRA) sur la transmission des infections à rotavirus résultant de diverses expositions. Les risques de transmission des infections à rotavirus sont toujours considérés comme supérieurs à ceux des infections à *Campylobacter* ou à *Cryptosporidium*.

On dispose de moins d'éléments sur les risques sanitaires liés aux produits chimiques. Les données disponibles sont tirées des évaluations quantitatives des risques et indiquent que l'absorption des produits chimiques par les végétaux dépend fortement de la nature de ces produits et des propriétés physiques et chimiques des sols.

Objectifs liés à la santé

Les objectifs liés à la santé définissent un niveau de protection sanitaire s'appliquant à chaque danger. Ces objectifs peuvent être définis à partir d'une mesure standard de la maladie, telle que les DALY (10^{-6} DALY, par exemple) ou d'un résultat sanitaire approprié, comme la prévention de la propagation des maladies à transmission vectorielle résultant de l'exposition à des eaux usées dans le cadre de pratiques agricoles. Pour réaliser un objectif lié à la santé, des mesures de protection sanitaire sont mises au point. Habituellement, on parvient à réaliser un objectif en combinant diverses mesures de protection sanitaire, visant différents composants du système. La Figure 1 présente diverses combinaisons de mesures de protection sanitaire applicables pour atteindre l'objectif lié à la santé de 10^{-6} DALY pour les maladies liées aux excreta.

Tableau 2. Résumé des résultats de la QMRA pour les risques d'infection à rotavirus[a] pour différentes expositions

Scénario d'exposition	Qualité de l'eau[b] (*E. coli*/100 ml d'eaux usées ou 100 g de sol)	Risque infectieux médian par personne et par an	Notes
Irrigation sans restriction (consommateurs des cultures)			
Laitues	10^3–10^4	10^{-3}	100 g consommés crus par personne tous les 2 jours 10–15 ml d'eaux usées restant sur les cultures
Oignons	10^3–10^4	5×10^{-2}	100 g consommés crus par personne et par semaine sur 5 mois 1–5 ml d'eaux usées restant sur les cultures
Irrigation restreinte (agriculteurs ou autres populations fortement exposées)			
Agriculture fortement mécanisée	10^5	10^{-3}	100 jours d'exposition par an 1–10 mg de sol consommés par exposition
Agriculture à forte intensité de main-d'œuvre	10^3–10^4	10^{-3}	150–300 jours d'exposition par an 10–100 mg de sol consommés par exposition

[a] Les risques estimés pour *Campylobacter* et pour *Cryptosporidium* sont plus faibles.
[b] Effluents non désinfectés.

Le Tableau 3 décrit les objectifs liés à la santé concernant l'agriculture. Les objectifs liés à la santé pour les rotavirus sont établis d'après la QMRA, qui indique le logarithme décimal de la réduction des agents pathogènes nécessaire pour atteindre 10^{-6} DALY pour différentes expositions. Les objectifs liés à la santé pour les helminthiases ont été mis au point à partir de données épidémiologiques. Ces données ont montré qu'on ne pouvait mesurer d'excès d'infestations par les helminthes (chez les agriculteurs comme chez les consommateurs de produits) lorsque le nombre d'œufs d'helminthes ne dépassait pas un par litre dans les eaux usées servant à l'irrigation. Ce niveau de protection sanitaire peut aussi être atteint en traitant les eaux usées ou en combinant un traitement de ces eaux et un lavage des produits pour protéger les consommateurs de légumes crus, ou encore un traitement des eaux usées et le port d'équipements de protection individuelle (chaussures, gants) pour protéger les travailleurs. Si des enfants de moins de 15 ans sont exposés dans les champs, il faut envisager un traitement supplémentaire des eaux usées (pour obtenir une qualité de l'eau définis par ≤0,1 œuf d'helminthe par litre) ou l'adjonction d'autres mesures de protection sanitaire (traitement antihelminthique, par exemple).

Le Tableau 4 présente les concentrations maximales dans le sol pour différents produits chimiques d'après les impératifs de protection sanitaire humaine. Les concentrations de produits chimiques ayant un impact sur la productivité agricole sont indiquées en annexe 1.

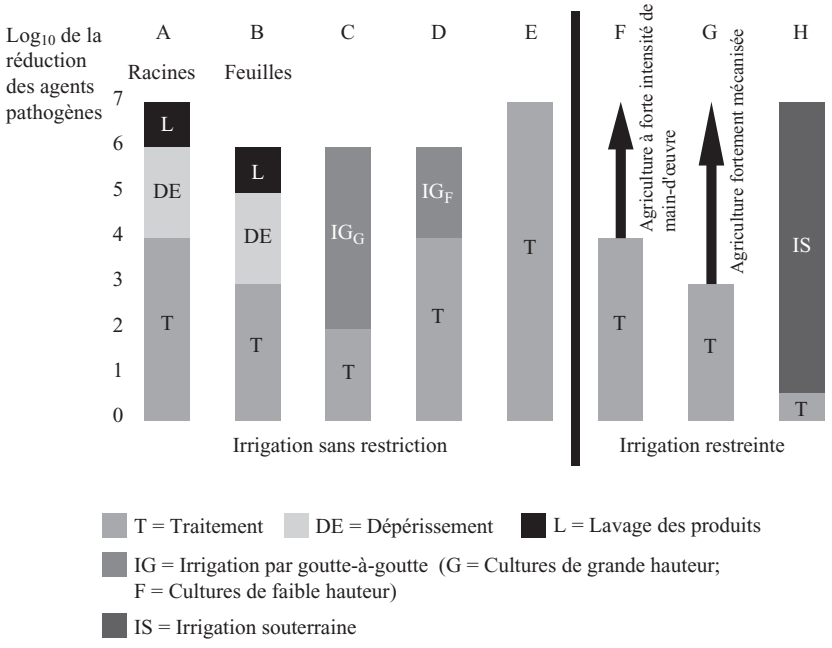

Figure 1
Exemples d'options pour réduire les concentrations d'agents pathogènes viraux, bactériens et protozoaires par différentes combinaisons de mesures de protection sanitaire permettant d'atteindre l'objectif lié à la santé de ≤10^{-6} DALY par personne et par an

Tableau 3. Objectifs liés à la santé pour l'utilisation des eaux usées en agriculture

Scénario d'exposition	Objectif lié à la santé (DALY par personne et par an)	Log_{10} de la réduction nécessaire des agents pathogènes	Nombre d'œufs d'helminthes par litre
Irrigation sans restriction	$\leq 10^{-6}$[a]		
Laitues		6	≤1[b,c]
Oignons		7	≤1[b,c]
Irrigation restreinte	$\leq 10^{-6}$[a]		
Fortement mécanisée		3	≤1[b,c]
Forte intensité de main-d'œuvre		4	≤1[b,c]
Irrigation localisée (goutte-à-goutte)	$\leq 10^{-6}$[a]		
Cultures de grande hauteur		2	Pas de recommandation[d]
Cultures de faible hauteur		4	≤1[c]

[a] Réduction des rotavirus. Dans le cas d'une irrigation sans restriction et localisée, l'objectif lié à la santé peut être atteint par une réduction des agents pathogènes de 6 à 7 unités logarithmiques (obtenue par une combinaison de traitements des eaux usées et d'autres mesures de protection sanitaire). Dans celui d'une irrigation restreinte, il est atteint par une réduction des agents pathogènes de 2 à 3 unités logarithmiques.

[b] En cas d'exposition d'enfants de moins de 15 ans, il faut appliquer des mesures de protection sanitaire supplémentaires (traitement pour parvenir à ≤0,1 œuf par litre, port d'équipements de protection tels que gants et chaussures ou bottes, ou encore chimiothérapie).

[c] Une moyenne arithmétique doit être déterminée sur l'ensemble de la saison d'irrigation. Une valeur moyenne de ≤1 œuf par litre doit être obtenue pour 90 % au moins des échantillons de manière à permettre occasionnellement à certains échantillons d'atteindre des valeurs élevées (c'est-à-dire plus de 10 œufs par litre). Avec certains procédés de traitement de l'eau (par exemple les bassins de stabilisation), on peut utiliser le temps de séjour hydraulique comme variable de remplacement pour s'assurer de la conformité avec l'objectif de ≤1 œuf par litre.

[d] Ne pas récolter les plantes au niveau du sol.

Mesures de protection sanitaire

Diverses mesures de protection sanitaire peuvent être appliquées pour réduire les risques sanitaires pour les consommateurs, les travailleurs agricoles et leurs familles et pour les communautés locales.

Parmi les dangers associés à la consommation de produits de cultures irriguées par des eaux usées, figurent les agents pathogènes associés aux excreta et certains produits chimiques toxiques. Consommer les produits après une cuisson complète permet de réduire notablement le risque lié aux agents pathogènes infectieux. En revanche, la cuisson n'a que peu ou pas d'effet sur les concentrations de produits chimiques toxiques éventuellement présents. Les mesures de protection sanitaire suivantes ont des effets sur les consommateurs des produits :

- traitement des eaux usées ;
- restrictions portant sur les récoltes ;
- techniques d'épandage des eaux usées permettant de réduire au minimum la contamination (irrigation par goutte-à-goutte, par exemple) ;
- périodes de retrait permettant le dépérissement des agents pathogènes après la dernière application d'eaux usées ;

Tableau 4. Concentrations maximales tolérables dans le sol de divers produits chimiques toxiques sur la base des exigences de protection de la santé humaine

Produit chimique	Concentration dans le sol (mg/kg)
Éléments	
Antimoine	36
Argent	3
Arsenic	8
Baryum[a]	302
Béryllium[a]	0,2
Bore[a]	1,7
Cadmium	4
Fluor	635
Mercure	7
Molybdène[a]	0,6
Nickel	107
Plomb	84
Sélénium	6
Thallium[a]	0,3
Vanadium[a]	47
Composés organiques	
Aldrine	0,48
Benzène	0,14
Chlordane	3
Chlorobenzène	211
Chloroforme	0,47
2,4-D	0,25
DDT	1,54
Dichlorobenzène	15
Dieldrine	0,17
Dioxines	0,00012
Heptachlore	0,18
Hexachlorobenzène	1,40
HPA (tels que le benzo[*a*]pyrène)	16
Lindane	12
Méthoxychlore	4,27
PCB	0,89
Pentachlorophénol	14
Phtalate	13 733
Pyrène	41
Styrène	0,68
2,4,5-T	3,82
Tétrachloroéthane	1,25
Tétrachloroéthylène	0,54
Toluène	12
Toxaphène	0,0013
Trichloroéthane	0,68

[a] Les limites numériques calculées pour ces éléments se situent à l'intérieur des plages typiques pour les sols.

- pratiques conformes à l'hygiène sur les marchés alimentaires et pendant la préparation des aliments ;
- promotion de la santé et de l'hygiène ;
- lavage, désinfection et cuisson des produits ;
- chimiothérapie et vaccination.

Les activités utilisant des eaux usées peuvent entraîner l'exposition des travailleurs et de leurs familles à des maladies liées aux excreta (notamment la schistosomiase), à des irritants cutanés et à des maladies à transmission vectorielle (en certains endroits). Le traitement des eaux usées est une mesure de lutte contre les maladies liées aux excreta, les irritants cutanés et la schistosomiase, mais n'a guère d'impact sur les maladies à transmission vectorielle. D'autres mesures de protection sanitaire, destinées à protéger la santé des travailleurs et de leurs familles, incluent :

- l'utilisation d'équipements de protection individuelle ;
- l'accès à une eau de boisson saine et à des installations d'assainissement dans les fermes ;
- la promotion de la santé et de l'hygiène ;
- la chimiothérapie et la vaccination ;
- la lutte contre les vecteurs et les hôtes intermédiaires ;
- la réduction du contact avec les vecteurs.

Les communautés locales sont exposées aux mêmes dangers que les travailleurs, notamment si leurs membres ont accès aux champs irrigués par des eaux usées. S'ils n'ont pas accès à une eau de boisson saine, il peut arriver que ces membres utilisent l'eau d'irrigation contaminée pour la boisson ou à d'autres fins domestiques. Il se peut aussi que les enfants jouent ou nagent dans l'eau contaminée. De même, si l'irrigation par des eaux usées entraîne une intensification de la reproduction des vecteurs, les communautés locales peuvent être touchées par des maladies à transmission vectorielle, même si elles n'ont pas d'accès direct aux champs irrigués. Afin d'atténuer ces dangers pour la santé, les communautés locales peuvent recourir aux mesures de protection sanitaire suivantes :

- traitement des eaux usées ;
- accès restreint aux champs irrigués et aux structures hydrauliques ;
- accès à une eau saine pour les usages récréatifs, notamment pour les adolescents ;
- accès à une eau de boisson saine et à des installations d'assainissement pour les communautés locales ;
- promotion de la santé et de l'hygiène ;
- chimiothérapie et vaccination ;
- lutte contre les vecteurs et les hôtes intermédiaires ;
- limitation des contacts avec les vecteurs.

Surveillance et évaluation du système

La surveillance a trois objectifs différents : la validation du système, c'est-à-dire la démonstration de la capacité de celui-ci à remplir les exigences de conception ; la surveillance opérationnelle, qui fournit des informations sur le fonctionnement des diffé-

rentes composantes des mesures de protection sanitaire ; et la vérification, qui habituellement s'effectue à la fin du processus, pour s'assurer que le système atteint les objectifs fixés.

Les trois fonctions de la surveillance sont chacune mises en œuvre à des fins et à des moments différents. La validation est effectuée au départ, lorsqu'on met au point un nouveau système ou qu'on ajoute de nouveaux procédés ; elle sert à vérifier ou à prouver que le système est capable de remplir les objectifs fixés. On fait appel en routine à la surveillance opérationnelle pour s'assurer que les procédés fonctionnent comme prévu. Ce type de surveillance repose sur des mesures simples et rapides à lire, permettant donc de prendre en temps utile des décisions pour remédier au problème éventuel. On recourt à la vérification pour montrer que le produit final (eaux usées traitées, récoltes, par exemple) remplit les objectifs du traitement (spécifications portant sur la qualité microbienne, par exemple) et en fin de compte les objectifs liés à la santé. Les données de surveillance/vérification ne sont collectées que périodiquement et parviendraient trop tard aux responsables pour qu'ils puissent prendre des décisions pour prévenir la survenue d'un danger. Cependant, la surveillance/vérification peut indiquer les tendances au cours du temps (par exemple si l'efficacité d'un procédé particulier va en s'améliorant ou en se dégradant).

Le moyen le plus efficace pour s'assurer régulièrement de l'absence de danger de l'utilisation en agriculture des eaux usées est d'appliquer une approche globale d'évaluation et de gestion des risques couvrant toutes les étapes du processus, de la génération des déchets au traitement et de l'emploi des eaux usées à l'utilisation et à la consommation des produits. Cette approche est intégrée au Cadre de Stockholm. Elle comprend trois composantes importantes pour réaliser les objectifs liés à la santé : évaluation du système, sélection des mesures de lutte et des méthodes de surveillance de ces mesures, et développement d'un plan de gestion.

Aspects socioculturels

Les schémas comportementaux humains sont des facteurs déterminants dans la transmission des maladies liées aux excreta. La possibilité sur le plan social de modifier certains schémas comportementaux pour introduire des schémas d'utilisation des eaux usées ou pour réduire la transmission des maladies dans le cadre des schémas existants doit être évaluée individuellement pour chaque projet. Les croyances culturelles peuvent varier si fortement entre les différentes parties du monde qu'il est impossible de supposer qu'on puisse transposer facilement ailleurs une pratique en rapport avec l'utilisation des eaux usées que l'on a réussi à faire évoluer en un endroit donné.

La perception par le public de l'utilisation des eaux usées est étroitement liée aux croyances culturelles. Même des projets techniquement bien planifiés et intégrant toutes les mesures de protection sanitaire pertinentes peuvent échouer s'ils ne prennent pas correctement en compte la perception du public.

Aspects environnementaux

Les eaux usées constituent une importante source d'eau et de nutriments pour de nombreux agriculteurs, sous les climats arides et semi-arides. C'est parfois la seule source d'eau disponible pour l'agriculture. Lorsqu'elles sont bien gérées, les eaux usées peuvent aider au recyclage des nutriments et de l'eau et ainsi à réduire les dépenses en engrais ou simplement à rendre l'amendement des terres accessible aux agriculteurs. En l'absence de services de traitement des eaux usées, l'utilisation de ces eaux en agriculture joue en

fait le rôle de procédé de traitement peu onéreux, exploitant la capacité du sol à éliminer naturellement la contamination. L'emploi des eaux usées pour l'irrigation contribue donc à réduire l'impact sanitaire et environnemental en aval qui résulterait sinon du rejet direct de ces eaux dans les étendues d'eau de surface.

Néanmoins, les eaux usées présentent des risques pour l'environnement. Les effets potentiels et leur importance dépendent de la situation et de la manière dont ces eaux sont utilisées. En de nombreux endroits, l'irrigation par des eaux usées est apparue spontanément et sans planification – il s'agit alors souvent d'eaux non traitées. Dans d'autres situations, l'utilisation des eaux usées en agriculture est strictement contrôlée. Ces diverses pratiques auront des impacts différents sur l'environnement.

Les eaux usées domestiques et industrielles présentent des caractéristiques différentes. En général, l'utilisation d'eaux usées domestiques pour l'irrigation comporte moins de risques pour l'environnement que celle d'eaux usées industrielles, en particulier lorsque celles-ci proviennent d'industries utilisant ou produisant des produits chimiques hautement toxiques. Dans nombre de pays, les rejets industriels contenant des produits chimiques toxiques sont mélangés aux eaux usées domestiques, ce qui génère de graves problèmes environnementaux et, si ces eaux usées servent à irriguer des cultures, menace la santé des agriculteurs et des consommateurs des produits. Des efforts doivent être consentis pour réduire ou éliminer les pratiques comportant le mélange d'eaux usées domestiques et industrielles, notamment si ces eaux usées doivent être employées en agriculture.

L'utilisation des eaux usées en agriculture peut avoir des impacts à la fois positifs et négatifs sur l'environnement. Moyennant une planification et une gestion soigneuses, cette utilisation peut être bénéfique pour l'environnement. Nombre de ses impacts environnementaux (salinisation des sols, contamination des ressources en eau, par exemple) peuvent être réduits par l'application de bonnes pratiques agricoles (comme indiqué en annexe 1).

Considérations économiques et financières

Les facteurs économiques sont particulièrement importants lorsqu'on évalue la viabilité d'un nouveau schéma d'utilisation des eaux usées, et même un projet valable économiquement peut échouer en l'absence d'une planification financière soigneuse.

L'analyse économique et les considérations financières jouent un rôle essentiel pour promouvoir l'utilisation sans risque des eaux usées. L'analyse économique s'efforce d'établir la faisabilité économique d'un projet et de permettre des comparaisons entre différentes options. Il faut aussi prendre en compte dans cette analyse les transferts de coûts vers d'autres secteurs (par exemple les impacts environnementaux et sanitaires sur les communautés vivant en aval). Cette opération peut être facilitée par le recours à des processus de prise de décisions multi-objectifs.

La planification financière examine la façon dont le projet sera financé. Lors de l'établissement de la faisabilité économique d'un projet, il importe de déterminer les sources de revenus et de déterminer qui paiera quoi. La possibilité de vendre avec profit les produits cultivés ou les eaux usées traitées avec ces eaux usées doit aussi être étudiée.

Aspects politiques

La gestion sans risque des eaux usées en agriculture est rendue plus facile par des politiques, des législations, des cadres institutionnels et des réglementations appropriés aux niveaux international, national et local. Dans nombre de pays où l'on utilise des eaux usées en agriculture, ces cadres font défaut.

Les politiques sont des ensembles de procédures, de règles et de mécanismes d'allocation qui forment la base des programmes et des services. Elles définissent des priorités et les stratégies associées allouent les ressources nécessaires à leur mise en œuvre. Elles sont appliquées par quatre types d'instruments : lois et réglementations, mesures économiques, programmes d'information et d'éducation, et affectation de droits et de responsabilités pour la prestation de services.

Dans le développement d'un cadre politique national pour faciliter une utilisation sans risque des eaux usées en agriculture, il importe de définir les objectifs, d'évaluer l'environnement politique actuel et de développer une approche nationale. Les approches nationales des pratiques d'utilisation sans risque des eaux usées inspirées des Directives de l'OMS protègent le mieux la santé des populations lorsqu'elles sont intégrées à des programmes complets de santé publique incluant d'autres mesures sanitaires, telles que la promotion de la santé et de l'hygiène et l'amélioration de l'accès à une eau de boisson saine et à un assainissement convenable. D'autres programmes complémentaires, comme les campagnes de chimiothérapie, doivent s'accompagner d'une promotion de la santé et d'une éducation sanitaire pour modifier des comportements qui conduiraient autrement à des réinfections (par des helminthes intestinaux ou d'autres agents pathogènes, par exemple).

Les approches nationales doivent être adaptées aux circonstances socioculturelles, environnementales et économiques, mais doivent aussi viser à améliorer progressivement la santé publique. La priorité doit être donnée aux interventions qui répondent aux plus graves menaces sur le plan local. À mesure que des ressources et des données nouvelles deviennent disponibles, des mesures de protection sanitaire supplémentaires pourront être introduites.

L'utilisation d'eaux usées en agriculture peut avoir un ou plusieurs objectifs. La définition de ces objectifs est une étape importante dans le développement d'un cadre politique national. Des politiques appropriées peuvent faciliter l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture. Il existe déjà souvent des politiques susceptibles d'influer sur ces activités, tant négativement que positivement. Il est souvent utile de réaliser une évaluation des politiques actuelles pour développer une nouvelle politique nationale ou pour revoir les politiques existantes. Cette évaluation doit s'effectuer sous deux angles : du point de vue du décideur politique et du directeur de projet. Les décideurs politiques voudront évaluer les politiques, les législations, les cadres institutionnels et les réglementations nationaux pour s'assurer qu'ils répondent aux objectifs du pays concernant l'utilisation des eaux usées (par exemple maximiser les rendements économiques sans nuire à la santé publique ou à l'environnement). Les coordonnateurs de projet souhaiteront s'assurer que les activités actuelles et futures utilisant des eaux usées sont en mesure de respecter toutes les lois et réglementations nationales et locales pertinentes.

Principaux points à considérer :

- *Politique :* Les politiques concernant l'utilisation des eaux usées sont-elles claires ? L'utilisation de ces eaux est-elle encouragée ou découragée ?
- *Législation :* L'utilisation des eaux usées est-elle régie par la législation ? Quels sont les droits et les responsabilités des différentes parties prenantes ? Une juridiction particulière a-t-elle été définie pour l'utilisation des eaux usées ?
- *Cadre institutionnel :* Quel ministère ou quelle agence, organisation, etc. exerce une autorité de contrôle sur l'utilisation des eaux usées au niveau national et à celui du district ou de la communauté ? Les responsabilités des différents ministères ou agences sont-elles clairement définies ? L'utilisation d'eaux usées relève-

t-elle d'un ministère principal ou de plusieurs ministères ou agences dont les juridictions empiètent les unes sur les autres ? Quel ministère ou quelle agence est chargé d'élaborer la réglementation, de veiller au respect de cette réglementation, de la faire appliquer ?

- *Réglementation :* Existe-t-il une réglementation ? La réglementation actuelle est-elle suffisante pour atteindre les objectifs relatifs à l'utilisation des eaux usées (protéger la santé publique, prévenir les dommages environnementaux, satisfaire aux normes de qualité pour le commerce national et international, préserver les moyens de subsistance, l'eau et les nutriments, etc.) ? La réglementation actuelle est-elle appliquée ? Quel est le ministère ou l'agence chargé de la faire respecter ?

Il est plus facile d'élaborer des réglementations que de les faire appliquer. Lors de la préparation d'une nouvelle réglementation (ou de la sélection des prescriptions réglementaires existantes à appliquer), il est important de prévoir les établissements, le personnel et les moyens nécessaires pour garantir le respect de cette réglementation. Il importe aussi de s'assurer que cette réglementation est réaliste et applicable dans le contexte où elle doit l'être. Il sera souvent avantageux d'adopter une démarche par étapes ou de tester une nouvelle série de prescriptions réglementaires en persuadant une administration locale de les voter en tant qu'arrêtés avant qu'elles ne soient étendues au reste du pays.

Planification et mise en œuvre

La planification et la mise en œuvre des programmes d'irrigation par des eaux usées requièrent une approche progressive et globale, répondant d'abord aux priorités sanitaires les plus urgentes. Les stratégies de développement de programmes nationaux doivent prévoir des volets sur la communication avec les parties prenantes, sur les interactions avec elles et sur la collecte et l'exploitation des données.

En outre, la planification des projets au niveau local nécessite d'évaluer plusieurs facteurs sous-jacents importants. La durabilité de l'utilisation des eaux usées en agriculture est tributaire de l'évaluation et de la prise en compte de huit critères importants : santé, faisabilité économique, impact social et perception par le public, faisabilité financière, impact environnemental, faisabilité commerciale, institutionnelle et technique.

1
INTRODUCTION

Le présent volume des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* décrit l'état actuel des connaissances concernant les impacts sanitaires potentiels de l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Le présent chapitre présente les objectifs de ces Directives, les considérations générales qu'elles suscitent et le public qu'elles visent. Il fournit également certaines définitions et présente d'une manière générale les recommandations de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) relatives à l'eau et dans quelle mesure ces recommandations s'appliquent à l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Il décrit aussi les forces influant sur cette utilisation.

1.1 Objectifs et considérations générales

Le principal objectif de ces Directives est de maximiser les bénéfices pour la santé publique de l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Pour atteindre cet objectif, il faut disposer de stratégies qui, dans le contexte de l'utilisation des eaux usées, réduisent le plus possible la transmission d'agents infectieux aux agriculteurs et à leurs familles, aux membres des communautés locales et aux consommateurs des produits cultivés, ainsi que l'exposition de ces individus aux produits chimiques. Cela est réalisable en limitant au maximum l'exposition humaine aux agents pathogènes et aux produits chimiques toxiques présents dans les eaux usées. Parmi les autres objectifs figure notamment la gestion de l'utilisation des eaux usées de manière à maximiser la production agricole et à minimiser les impacts négatifs sur l'environnement. Concernant ces questions, le lecteur est invité à se référer aux publications de l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) (par exemple Ayers & Westcot, 1985 ; Pescod, 1992 ; Ongley, 1996 ; Westcot, 1997a, 1997b ; Allen et al., 1998 ; Tanji & Kielen, 2002 ; voir aussi l'annexe 1) et du Programme d'action mondiale pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres (http://www.gpa.unep.org/).

Les Directives reposent sur la mise au point et l'application d'objectifs liés à la santé. Ces objectifs définissent un niveau de protection sanitaire à atteindre dans la population exposée. Ce niveau de santé peut être obtenu en combinant différentes stratégies de gestion (restrictions portant sur les cultures, techniques d'épandage de l'eau, limitation de l'exposition humaine, par exemple) et divers objectifs de qualité de l'eau pour parvenir au résultat sanitaire voulu. La réalisation des objectifs liés à la santé nécessite la surveillance et l'évaluation du système, la définition des responsabilités des institutions et des services de supervision, la documentation de l'état et du fonctionnement du système et la confirmation indépendante de son bon fonctionnement. Les Directives comprennent ainsi des conseils en termes de bonnes pratiques et des spécifications portant sur la qualité de l'eau et peuvent aussi indiquer :

- un niveau de gestion ;
- une concentration d'un constituant ne présentant pas de risque notable pour la santé des membres des principaux groupes d'utilisateurs ;
- une condition dont le respect rend improbables de telles transmissions ou expositions ; ou
- une combinaison de ces deux derniers éléments.

Les Directives fournissent un cadre de gestion préventive intégrée (voir l'Encadré 1.1 et la discussion à propos du Cadre de Stockholm, au chapitre 2) de la sécurité s'appliquant du point de génération des déchets à la consommation des produits cultivés avec les eaux usées. Elles formulent des exigences minimales raisonnables en termes de

Encadré 1.1 Qu'est-ce que les *Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* ?

Les Directives OMS constituent un cadre de gestion préventive intégrée dont l'objectif est d'optimiser les bénéfices pour la santé publique de l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Elles sont élaborées autour d'une composante Santé et d'une composante Mise en œuvre. La protection de la santé dépend de ces deux composantes.

La composante Santé :

- définit un niveau de protection sanitaire exprimé sous forme d'objectif lié à la santé pour chaque danger ;
- identifie les mesures de protection sanitaire qui, appliquées seules ou collectivement, permettraient d'atteindre l'objectif lié à la santé fixé.

La composante Mise en œuvre :

- met en place des procédures de surveillance et d'évaluation du système ;
- définit les responsabilités des institutions et des services de supervision ;
- impose une documentation de l'état et du fonctionnement du système ;
- impose la confirmation du bon fonctionnement du système par une surveillance indépendante.

bonnes pratiques pour protéger la santé des personnes utilisant des eaux usées ou consommant des produits cultivés avec ces eaux, établissent des objectifs liés à la santé et expliquent leur adaptation. Ni les bonnes pratiques minimales, ni les objectifs liés à la santé ne constituent des limites contraignantes. Pour définir de telles limites, il faut partir des recommandations des Directives et tenir compte du contexte environnemental, social, économique et culturel du pays (OMS, 2004a).

L'objectif de la démarche suivie dans ces Directives est d'aider à l'élaboration de normes et de réglementations nationales pouvant être mises en œuvre et appliquées facilement et permettant de protéger la santé publique. Chaque pays doit examiner ses besoins et ses capacités concernant le développement d'un cadre réglementaire. Pour que ces Directives soient applicables avec succès, il faut disposer d'un cadre politique reposant sur une assise large et comportant des incitations positives et négatives à la modification des comportements et au suivi et à l'amélioration des situations. Une coordination et une coopération intersectorielles aux niveaux national et local et l'acquisition de compétences et d'une expertise appropriées faciliteront sa mise en œuvre.

Dans de nombreuses situations, il est impossible d'appliquer d'un seul coup l'ensemble des recommandations des Directives. Celles-ci fixent des valeurs cibles, destinées à permettre une mise en œuvre progressive. Ces valeurs doivent être atteintes au cours du temps de manière méthodique, en fonction de la situation réelle actuelle et des ressources existantes du pays ou de la région. Les menaces les plus graves pour la santé doivent être traitées en premier, en leur accordant le plus fort degré de priorité. Au cours du temps, il devrait être possible d'ajuster les stratégies de gestion des risques pour tendre vers une amélioration permanente de la santé publique.

Enfin, la société dans son ensemble a un rôle à jouer dans l'appréciation de la sécurité – ou du niveau de risque tolérable dans des circonstances données. C'est à chaque pays qu'il revient finalement de juger, en tenant compte des réalités sanitaires, environnementales et socio-économiques nationales et des réglementations du commerce international, si le bénéfice tiré de l'application de l'une des recommandations ou de l'un des objectifs

liés à la santé des Directives comme norme nationale ou locale justifie le coût de cette application.

1.2 Public visé, définitions et portée des Directives

La version révisée des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* sera utile à toutes les personnes confrontées à des problèmes relevant de la sécurité d'utilisation des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères, de la santé publique et de la gestion de l'eau et des déchets. Elle s'adresse notamment aux spécialistes de la santé publique et de l'environnement, aux formateurs, aux chercheurs, aux ingénieurs, aux décideurs politiques et aux personnes responsables de l'élaboration des normes et des réglementations.

Le présent Volume des Directives traite de l'utilisation des eaux usées en agriculture. Il s'intéresse principalement aux eaux usées constituées d'eaux usées domestiques, dont la teneur en rejets industriels ne menace pas le fonctionnement du réseau d'égout ou de l'installation de traitement, la santé publique ou l'environnement. La possibilité d'utiliser en agriculture des eaux usées renfermant des concentrations notables de produits chimiques industriels doit être appréciée au cas par cas. Les boues provenant du traitement des eaux usées urbaines ou industrielles n'entrent pas dans le domaine d'application du présent document. Les termes fréquemment employés dans ce Volume sont définis dans le glossaire en annexe 4.

Les considérations de santé publique et les objectifs liés à la santé concernant l'agriculture irriguée par des eaux usées s'appliquent aux cas d'utilisation indirecte de ces eaux (rejet dans les eaux de surface, lesquelles sont ensuite prélevées et employées en agriculture, par exemple). Dans de nombreuses zones, les eaux de surface telles que les rivières, servant à l'irrigation peuvent être fortement contaminées, ce qui leur confère des caractéristiques analogues à celles d'eaux usées diluées.

1.3 Phénomènes à l'origine de l'utilisation accrue d'eaux usées

Les eaux usées sont de plus en plus utilisées pour irriguer les cultures dans les pays en développement comme dans les pays industrialisés. Cette utilisation accrue est due principalement aux phénomènes suivants :

- rareté grandissante de l'eau et stress hydrique ; dégradation des sources d'eau douce résultant de l'élimination incorrecte des eaux usées ;
- accroissement de la population et augmentation résultante de la demande en nourriture et en fibres ;
- prise de conscience grandissante de la valeur en tant que ressource des eaux usées et des nutriments qu'elles contiennent ;
- définition des objectifs du Millénaire pour le développement (OMD), en particulier ceux visant à garantir la durabilité de l'environnement et l'élimination de la pauvreté et de la faim.

1.3.1 Aggravation de la pénurie d'eau et du stress hydrique

L'eau douce est déjà rare dans de nombreuses régions du monde et la croissance démographique dans ces régions continue d'accroître la valeur de cette ressource. En 1995, 31 pays étaient classés comme en situation de pénurie d'eau ou de stress hydrique et on estime que respectivement 48 et 54 pays entreront dans ces catégories en 2025 et 2050. Ces chiffres n'incluent pas les personnes vivant dans les régions arides de grands pays où les ressources en eau sont suffisantes, mais mal réparties, comme la Chine, l'Inde et

les États-Unis d'Amérique (il est prévu que la Chine atteigne une situation de pénurie d'eau d'ici 2050 et l'Inde d'ici 2025) (Hinrichsen, Robey & Upadhyay, 1998). La concurrence grandissante entre les zones agricoles et urbaines pour accéder aux ressources en eau douce de qualité, notamment dans les régions arides, semi-arides et densément peuplées, renforce la pression qui s'exerce sur ces ressources.

1.3.2 Croissance démographique

On estime que, dans les 50 années à venir, plus de 40 % de la population mondiale vivra dans des pays confrontés à une situation de stress hydrique ou de pénurie d'eau (Figure 1.1). On s'attend à ce que la croissance démographique se produise principalement dans les zones urbaines et périurbaines des pays en développement (Division de la Population des Nations Unies, 2002). Par exemple, la plupart des 19 grandes villes dont la population devrait s'accroître le plus sur la période 2000–2015 (multiplication par deux et plus de cette population sur cette durée) sont situées dans des régions de pays en développement souffrant chroniquement de pénurie d'eau (Division de la Population des Nations Unies, 2002).

À mesure que la population s'accroît et s'urbanise, la consommation d'eau et la production d'eaux usées augmentent en conséquence. Par exemple, la quantité d'eau utilisée en Amérique du Nord a progressé de 800 % entre 1900 et 1995 et l'utilisation d'eau dans le monde en 2000 a été estimée à près de trois fois celle de 1950 (Shiklomanov, 1998). La consommation annuelle d'eau par les ménages se situe approximativement entre 1 m^3 par personne dans les régions tropicales rurales sans approvisionnement d'eau par adduction et à plus de 200 m^3 par personne dans les zones urbaines des États-Unis d'Amérique (Gleick, 2000).

La croissance des populations urbaines, notamment dans les pays en développement, influe de multiples façons sur la production, le traitement et l'utilisation des eaux usées.

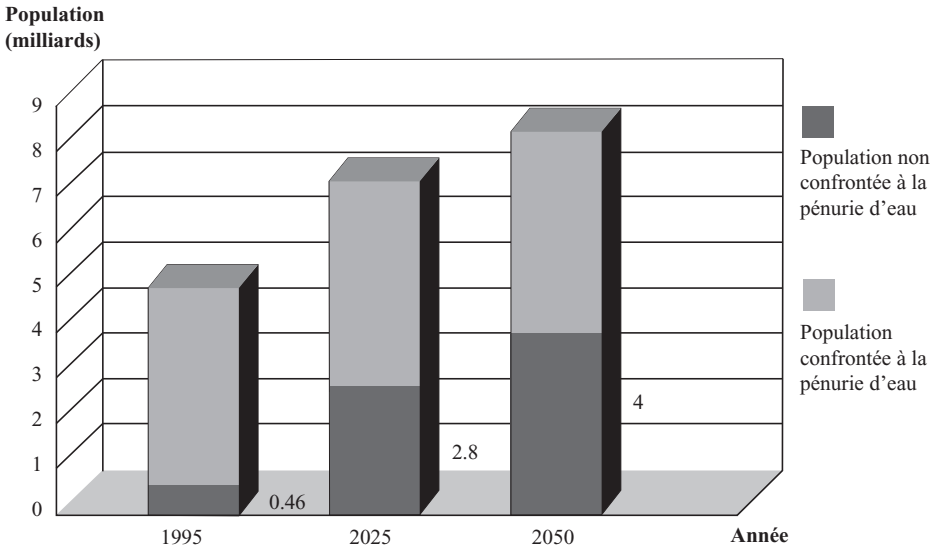

Figure 1.1
Population vivant dans des pays en situation de pénurie d'eau ou de stress hydrique, 1995–2050 (Hinrichsen, Robey & Upadhyay, 1998 ; Division de la Population des Nations Unies, 2000).

- L'accroissement de la densité de population dans les zones urbaines et périurbaines augmente la production de déchets (dont une grande part sera rejetée dans l'environnement sans traitement ou presque).
- Les populations urbaines consomment plus d'eau que les populations rurales, d'où une production d'eaux usées plus importante également.
- Les réseaux d'égout prennent une place prédominante dans les zones urbaines car, dans de nombreuses zones densément peuplées, l'élimination des déchets sur site est rarement praticable.
- L'agriculture urbaine (qui utilise couramment les eaux usées comme source d'eau) est amenée à jouer un rôle de plus en plus important dans l'approvisionnement alimentaire des grandes villes.
- Les eaux usées municipales deviendront la seule source d'eau pour de nombreux agriculteurs exerçant dans des zones de stress hydrique, à proximité des grandes villes.

1.3.3 Les eaux usées en tant que ressource

L'agriculture est la première utilisatrice d'eau douce dans le monde, sa part dans les extractions d'eau douce dans le monde atteignant près de 70 % (plus de 90 % dans certains pays) (Gleick, 2000 ; FAO, 2002). La rareté de l'eau douce augmentant de plus en plus avec la croissance démographique, l'urbanisation et le changement climatique, on fera encore davantage appel aux eaux usées pour l'agriculture dans l'avenir.

On pense que 10 % au moins de la population mondiale consomme des aliments produits par irrigation avec des eaux usées (Smit & Nasr, 1992). La valeur en tant qu'eau et que nutriment des eaux usées est importante pour les agriculteurs des pays industrialisés, comme pour ceux des pays en développement. En Californie, aux États-Unis, par exemple, 67 % environ des eaux usées sont récupérées et employées pour irriguer les cultures et les terres aménagées (California State Water Resources Control Board, 2003), et ce chiffre atteint approximativement 75 % en Israël (Arlosoroff, 2002). Les eaux usées sont composées à 99 % environ d'eau. Lorsque les ménages sont reliés à un approvisionnement par canalisations, le débit d'eaux usées qu'ils génèrent se situe entre 35 et 200 litres par personne et par jour (entre 12 et 70 m^3 par personne et par an) selon le niveau du service d'approvisionnement en eau, le climat et la disponibilité de l'eau (Helmer & Hespanhol, 1997). Dans une région semi-aride, une métropole d'un million d'habitants produirait suffisamment d'eaux usées pour irriguer approximativement 1500 à 3500 ha.

L'emploi d'eaux usées pour irriguer les cultures permet de réduire l'utilisation d'engrais artificiels et constitue donc une forme importante de recyclage des nutriments. Avec un taux d'irrigation de 1,5 m/an (c'est-à-dire 1,5 m^3 d'eau d'irrigation par m^2 de surface agraire par an), exigence habituelle sous un climat semi-aride, les eaux usées municipales peuvent apporter 225 kg d'azote et 45 kg de phosphore par hectare et par an. Il est ainsi possible de réduire (voire d'éliminer) les besoins en fertilisation supplémentaires pour certaines cultures, d'où une augmentation de revenu pour les agriculteurs. En outre, le fait d'utiliser les nutriments présents dans l'eau diminue les impacts environnementaux associés à l'extraction minière (phosphore) et à la production d'engrais artificiels.

1.3.4 Objectifs du Millénaire pour le développement

L'Assemblée générale des Nations Unies a adopté les OMD le 8 septembre 2000 (Assemblée générale des Nations Unies, 2000). Les OMD s'appliquant le plus à l'utilisation des eaux usées sont les objectifs N° 1 et N° 7.

Objectif 1 : Réduire l'extrême pauvreté et la faim

L'irrigation avec des eaux usées peut contribuer à la réalisation de cet OMD dans la mesure où elle permet de produire plus de cultures destinées à l'alimentation, d'où un revenu accru pour les agriculteurs. Ce type d'irrigation pourrait même être très profitable pour eux. Par exemple, dans certaines zones du Pakistan, les agriculteurs payent de plein gré des droits plus élevés (US $350 à 940 par an) pour avoir accès à des eaux usées plutôt qu'à de l'eau douce (US $170 par an), car ces eaux leur permettent de faire trois récoltes par an au lieu d'une. Malgré ces droits plus élevés, les agriculteurs ayant accès à des eaux usées gagnent US $300 de plus par an que ceux utilisant de l'eau douce (Ensink, Simmons & van der Hoek, 2004). Dans le bassin du fleuve Guanajuato au Mexique, 140 hectares de terres sont irriguées par des eaux usées, ce qui fournit aux agriculteurs locaux des nutriments dont la valeur est estimée à US $135 par hectare et par an. Pour les agriculteurs pauvres, c'est un montant conséquent, qui autrement aurait été employé à l'achat d'engrais chimiques ou faute duquel les rendements seraient plus faibles (Future Harvest, 2001).

L'irrigation avec des eaux usées donne des rendements plus élevés que l'irrigation avec de l'eau douce, même si l'on utilise des engrais artificiels. À Nagpur, en Inde, par exemple, l'irrigation avec des effluents de bassin de stabilisation a permis de produire respectivement 28, 8, 47, 30 et 42 % de plus de blé, de haricots mungs (type de lentille), de riz, de pommes de terre et de coton que l'irrigation par de l'eau douce, complétée par un apport d'engrais contenant de l'azote, du phosphore et du potassium (Shende et al., 1985). À Dakar, au Sénégal, les agriculteurs qui n'employaient que des eaux usées pour irriguer leurs terres obtenaient, pour la plupart des cultures de légumes, des rendements plus élevés que les agriculteurs utilisant de l'eau canalisée et des engrais chimiques. En outre, l'emploi d'eaux usées entraînait une diminution de la durée de culture pour certaines espèces cultivées (laitues, par exemple), ce qui permettait aux agriculteurs d'obtenir neuf récoltes de laitue par an, contre six récoltes par an pour les agriculteurs faisant appel à des eaux souterraines (Faruqui, Niang & Redwood, 2004).

L'élévation des rendements des cultures destinées à l'alimentation se traduit par une plus grande disponibilité des denrées alimentaires. D'après les règles économiques régissant l'offre et la demande, plus il y a de denrées alimentaires disponibles, plus leur prix est bas et plus par conséquent les individus (tout particulièrement les personnes pauvres) peuvent acheter de la nourriture et sortir de la famine. Actuellement, les ménages pauvres consacrent une plus grande proportion (50 à 80 %) de leurs revenus à l'achat d'aliments et d'eau que les ménages plus favorisés (Lipton, 1983 ; Programme alimentaire mondial, 1995). Par exemple, dans le cadre d'enquêtes auprès des ménages menées en Inde, Buechler & Devi (2003) ont constaté que la part de l'alimentation dans les dépenses par habitant représentait en moyenne 30, 44 et 66 % respectivement dans les zones urbaines, périurbaines et rurales. Sans accès à des ressources telles que les eaux usées, de nombreuses familles pauvres seraient dans l'incapacité de satisfaire leurs besoins nutritionnels ou devraient dépenser plus dans l'alimentation, au détriment d'activités favorables à la santé, telles que les soins de santé primaires ou l'éducation. Il est donc important d'appliquer une démarche du type risque/bénéfice dans la mise au point de recommandations concernant l'utilisation d'eaux usées et d'excreta en agriculture. C'est le type de démarche adopté dans le chapitre 4 de ces Directives.

Objectif 7 : Assurer un environnement durable

L'irrigation par des eaux usées contribue à la pérennité de l'environnement en tirant parti des nutriments et de l'eau présents dans ces eaux usées pour accroître la production

agricole. Il en résulte une diminution de la quantité d'eaux usées non traitées rejetée dans l'environnement aquatique. Si elles n'étaient pas employées à l'irrigation, ces eaux usées conduiraient à une dégradation de la qualité de l'eau et serviraient de véhicule à la transmission de maladies aux utilisateurs d'eaux polluées. La reconnaissance des eaux usées comme partie intégrante et comme composante fiable des ressources en eau d'un pays (voir partie 1.3.3) et leur distribution équitable (en tant que source d'eau préférable) pour l'irrigation sont essentielles pour une affectation et une utilisation efficaces des ressources en eau douce, notamment dans les zones exposées au manque d'eau et au stress hydrique.

Le mérite du recours aux eaux usées est aussi de préserver les eaux souterraines d'une utilisation pour l'irrigation. Lorsqu'on pompe de l'eau dans un aquifère costal à un débit trop élevé, de l'eau salée provenant de la mer ou de l'océan peut pénétrer dans cet aquifère, en remplacement de l'eau douce extraite. Les eaux usées traitées peuvent jouer un rôle de barrière contre la pénétration d'eau salée lorsqu'on les utilise pour recharger la nappe aquifère, ce qui empêche l'eau de devenir saumâtre et préserve sa valeur pour la production alimentaire. La recharge des aquifères avec des eaux usées traitées devient une pratique plus courante dans de nombreuses zones côtières où les aquifères s'épuisent sous l'effet d'une extraction excessive (Mills et al., 1998; National Research Council, 1998).

1.4 Organisation des Directives

La Figure 1.2 présente l'organisation de ce Volume. Le chapitre 2 fournit une description générale du Cadre de Stockholm. Le chapitre 3 expose les bases des évaluations

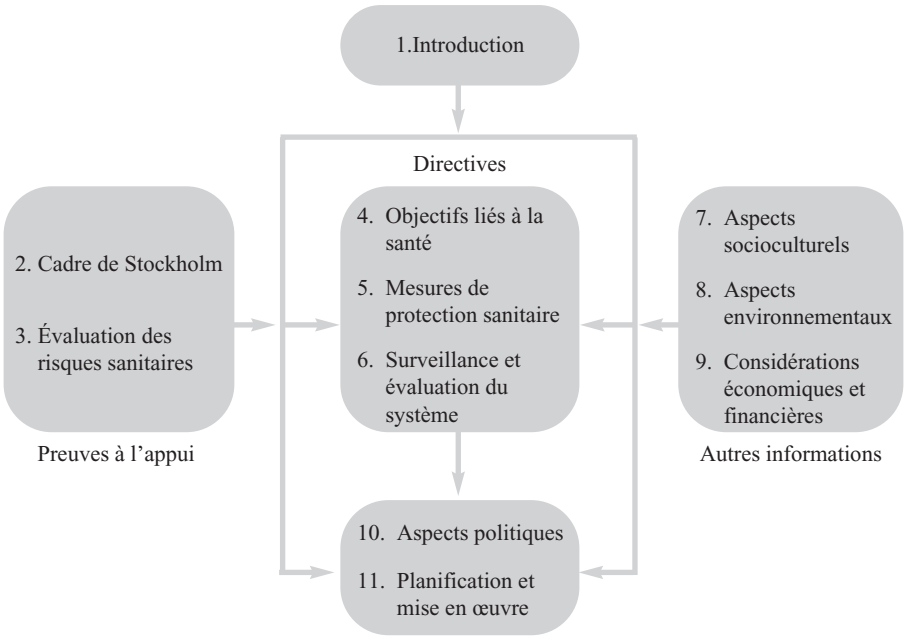

Figure 1.2
Structure du Volume II des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères*

épidémiologique et microbienne et de l'évaluation des risques ayant servi à l'élaboration de ces Directives, qui sont présentées formellement dans le chapitre 4 sous forme d'objectifs liés à la santé. Le chapitre 5 examine les mesures de protection de la santé applicables pour réaliser les objectifs liés à la santé. Le chapitre 6 passe en revue les exigences de la surveillance. Le chapitre 7 présente les aspects socioculturels et les problèmes liés à la perception par le public devant être pris en compte dans l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Le chapitre 8 décrit les aspects environnementaux de l'utilisation des eaux usées en agriculture. Le chapitre 9 présente des informations sur les points économiques et financiers à prendre en considération. Le chapitre 10 analyse les aspects politiques et le chapitre 11 traite des questions de planification et de mise en œuvre. L'annexe 1 évoque brièvement les bonnes pratiques agricoles en rapport avec l'irrigation par des eaux usées et l'annexe 2 fournit un résumé des études consacrées à l'impact des métaux lourds sur l'environnement résultant de l'utilisation d'eaux usées pour l'irrigation. L'évaluation de l'impact sanitaire associé à l'utilisation d'eaux usées en agriculture est examinée dans l'annexe 3.

L'annexe 4 est un glossaire des termes employés dans les *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères*.

2
CADRE DE STOCKHOLM

Le Cadre de Stockholm est une approche intégrée associant évaluation et gestion des risques en vue de lutter contre les maladies liées à l'eau. Bien que ce Cadre ait été mis au point pour les maladies infectieuses, il peut aussi s'appliquer aux affections résultant d'expositions à des produits toxiques par le biais de l'eau. Le chapitre 2 présente sous forme résumée ses différentes composantes et la façon dont il s'applique à l'évaluation et à la gestion des risques associés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture. D'autres chapitres examinent plus en détail certaines composantes du Cadre.

2.1 Approche harmonisée pour l'évaluation et la gestion des risques

À l'issue d'une réunion d'experts tenue à Stockholm en Suède, l'OMS a publié le document *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related disease* (Fewtrell & Bartram, 2001). Ce rapport fournit un cadre harmonisé pour la mise au point de recommandations et de normes s'appliquant aux dangers microbiens liés à l'eau et à l'assainissement. Le Cadre de Stockholm prévoit la réalisation d'une évaluation des risques sanitaires en préalable à la définition des objectifs liés à la santé et à l'établissement de valeurs indicatives, la définition de stratégies de base pour les risques maîtrisés et l'évaluation de l'impact de cette combinaison d'approches sur la santé publique (Figure 2.1 ; Tableau 2.1).

Le Cadre de Stockholm encourage les pays à prendre en compte le contexte social, culturel, économique et environnemental qui leur est propre et à comparer les risques sanitaires associés aux eaux usées et aux excreta avec ceux pouvant découler d'expositions microbiennes par d'autres voies faisant intervenir l'eau ou l'assainissement, ou d'expositions additionnelles (par exemple par le biais de l'alimentation, des pratiques hygiénique, etc.). Cette approche facilite la gestion des maladies infectieuses d'une manière intégrée et holistique et non en les isolant des autres maladies ou voies d'exposition. Il est possible de comparer les issues des maladies résultant de différentes voies d'exposition en utilisant une mesure commune, telle que les années de vie corrigées de l'incapacité (DALY), ou une mesure normalisée pour une population sur une période donnée (voir Encadré 2.1).

L'OMS a mis au point des directives concernant l'eau et l'assainissement en accord avec les principes du Cadre de Stockholm. La troisième édition des *Directives de qualité pour l'eau de boisson* (OMS, 2004a), comme les Volumes I et II des *WHO Guidelines for safe recreational water environments* (OMS, 2003a, 2005) intègrent l'approche harmonisée de ce cadre de l'évaluation et de la gestion des risques. Les parties suivantes décrivent les différentes composantes du Cadre de Stockholm, illustrées par la Figure 2.1, et comment elles s'appliquent spécifiquement à l'utilisation des eaux usées. Certaines des composantes liées à l'utilisation des eaux usées en agriculture sont évoquées plus en détail dans des chapitres ultérieurs de ce document.

2.2 Évaluation de l'exposition environnementale

L'évaluation de l'exposition environnementale fournit des éléments de départ importants pour l'évaluation et la gestion des risques. C'est un processus qui recense les dangers présents dans l'environnement et évalue les différentes voies de transmission et d'exposition pour les populations humaines (ou animales). Le Tableau 2.2 présente les dangers associés à l'utilisation des eaux usées en agriculture, dont les principaux résultent de la présence d'agents pathogènes ou de certains produits chimiques. Le traitement des eaux usées à des degrés variables peut réduire notablement les concentrations de certains contaminants (des agents pathogènes provenant des excreta et de certains produits

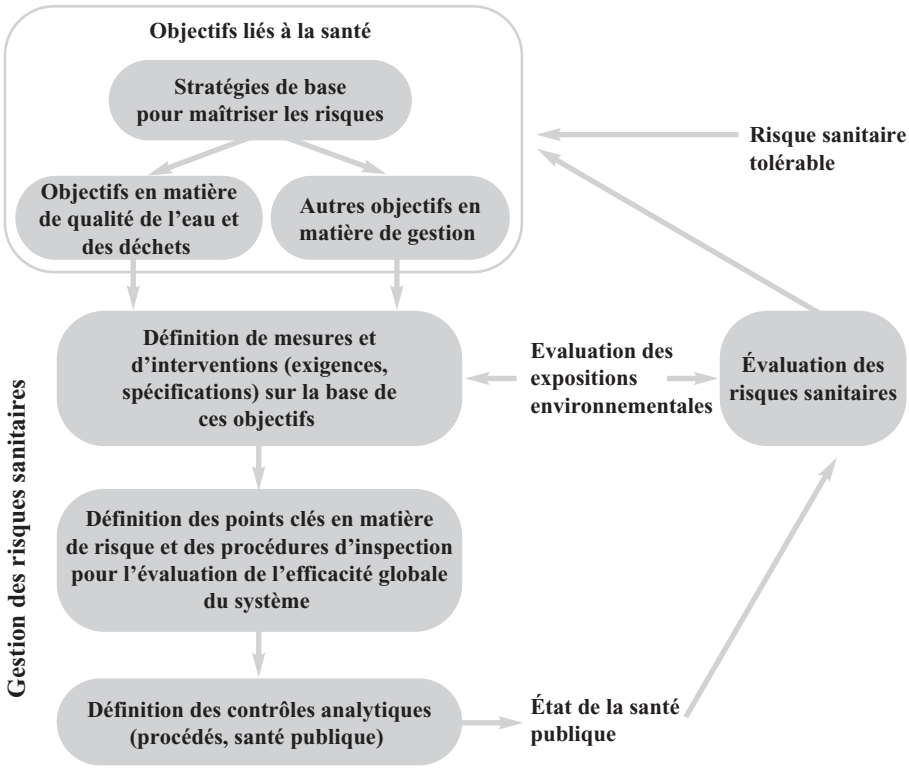

Figure 2.1
Cadre de Stockholm régissant l'élaboration de recommandations harmonisées pour la gestion des maladies infectieuses liées à l'eau (adapté d'après Bartram, Fewtrell & Stenström, 2001)

chimiques, par exemple) (voir chapitre 5) et ainsi le risque de transmission de maladies. D'autres stratégies sont nécessaires pour prévenir la transmission des maladies à transmission vectorielle.

Les eaux usées brutes renferment divers agents pathogènes pour l'homme (voir chapitre 3). Les concentrations de ces agents pathogènes varient d'une région à l'autre et au cours du temps. C'est dans les zones de forte endémie des maladies à transmission fécale-orale que ces concentrations atteignent les niveaux les plus élevés. Si des flambées épidémiques de maladies liées aux excreta se produisent, les concentrations des agents pathogènes responsables peuvent aussi atteindre des valeurs importantes dans les eaux usées et les excreta.

De nombreux agents pathogènes sont capables de survivre (et parfois de se multiplier) dans l'environnement (dans l'eau, les plantes ou le sol, par exemple) sur des durées suffisamment longues pour permettre leur transmission aux êtres humains. Plusieurs facteurs influent sur leur dépérissement, dont la température, le degré d'humidité, l'exposition au rayonnement ultraviolet, le temps écoulé, la présence ou l'absence d'hôtes intermédiaires appropriés, le type de végétaux, etc.

Les principales voies de transmission ou d'exposition pour les agents pathogènes ou les contaminants associés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture sont :

Tableau 2.1 Éléments du Cadre de Stockholm et considérations importantes à leur propos

Composante du Cadre	Processus	Considérations
Évaluation du risque sanitaire	Études épidémiologiques	Meilleure estimation du risque – modérément prudente
	QMRA	La présentation des événements sanitaires sous forme de DALY facilite la comparaison des risques pour différentes expositions et divers choix de priorités.
		L'évaluation des risques est un processus itératif – les risques doivent être périodiquement réévalués en fonction des nouvelles données ou de l'évolution des conditions.
		L'évaluation des risques QMRA est un outil d'estimation des risques et doit être étayée par d'autres données (investigations des flambées, preuves épidémiologiques et études du comportement des microbes dans l'environnement, par exemple).
		Le processus dépend de la qualité des données.
		L'évaluation des risques doit prendre en compte les mauvais résultats à court terme.
Risque sanitaire tolérable/ objectifs liés à la santé	Définition des objectifs liés à la santé en relation avec l'évaluation des risques	Ces objectifs doivent être réalistes et réalisables compte tenu des contraintes s'exerçant dans chaque contexte.
		La définition des objectifs repose sur une approche de type risque/bénéfice ; elle doit prendre en compte le rapport coût/ efficacité des différentes interventions.
		Elle doit tenir compte des sous-populations sensibles.
		Il convient de sélectionner des agents pathogènes de référence en fonction des problèmes de contamination, des difficultés des contrôles et de leur importance pour la santé (il peut être nécessaire de sélectionner plus d'un agent pathogène de référence).
		Les objectifs liés à la santé permettent de définir le résultat sanitaire souhaité.
Gestion des risques sanitaires	Définition d'objectifs portant sur la qualité de l'eau et des déchets	Les objectifs liés à la santé doivent servir de base au choix des stratégies de gestion des risques ; la prévention des expositions passe par une combinaison de bonnes pratiques (par exemple le traitement des eaux usées, le port d'équipements de protection individuelle, etc.) et par la réalisation d'objectifs appropriés en matière de qualité de l'eau (portant par exemple sur *Escherichia coli* et les œufs d'helminthes, voir chapitre 4).
	Définition d'autres objectifs en matière de gestion	Les points de risque doivent être identifiés et utilisés pour anticiper et réduire le plus possible les risques sanitaires ; les paramètres de surveillance peuvent être ajustés autour de ces points de risque.
	Définition de mesures et d'interventions	Il convient d'appliquer une approche multibarrières.
	Définition des points clés en matière de risque et des procédures d'inspection	Les stratégies de gestion des risques doivent prendre en compte les événements rares ou catastrophiques.
	Définition des contrôles analytiques	Il faut valider l'efficacité des mesures de protection sanitaire pour s'assurer que le système est en mesure de remplir les objectifs liés à la santé ; cette validation s'impose également lors du développement d'un nouveau système ou de l'adjonction de barrières ou de technologies supplémentaires.

Tableau 2.1 (suite)

Composante du Cadre	Processus	Considérations
		Surveillance : l'accent doit être globalement mis sur l'inspection ou l'audit périodique et sur des mesures simples rapidement et fréquemment praticables pour fournir des données à la gestion.
		Les contrôles analytiques peuvent comprendre des analyses sur les eaux usées et/ou les effluents en sortie des installations à la recherche de *E. coli* ou d'œufs d'helminthes pour confirmer le fonctionnement des procédés de traitement avec l'efficacité souhaitée.
		Il est possible d'utiliser des données de contrôle pour pratiquer des ajustements nécessaires du processus de gestion des risques en vue d'améliorer la sécurité.
État de la santé publique	Surveillance de la santé publique	Nécessité d'évaluer l'efficacité des interventions de gestion des risques sur certains événements sanitaires (à la fois par des investigations des flambées épidémiques et par l'évaluation des niveaux de fonds des maladies).
		La surveillance des événements de santé publique fournit les informations nécessaires à un réglage fin du processus de gestion des risques par le biais d'un processus interactif ; les procédures d'estimation de la charge de morbidité faciliteront la surveillance des événements sanitaires dus à certaines expositions.
		Il est possible d'utiliser les estimations de la charge de morbidité pour replacer les expositions liées à l'eau dans un contexte de santé publique plus large en vue de définir un ordre de priorité pour les décisions de gestion des risques.

Source : adapté de Carr & Bartram (2004).

Encadré 2.1 Années de vie corrigées de l'incapacité (DALY)

Les DALY constituent une mesure de la santé d'une population ou de la charge de morbidité due à une maladie ou à un facteur de risque spécifique. Elles s'efforcent de mesurer le temps perdu du fait d'une incapacité ou d'un décès résultant d'une maladie, par comparaison avec une vie prolongée exempte d'incapacité et de maladie. On calcule les DALY en ajoutant les années de vie perdues en raison d'un décès prématuré à celles vécues avec une incapacité. Les années de vie perdues sont calculées à partir des taux de mortalité par âge et des espérances de vie standard dans une population donnée. Les années de vie vécues avec une incapacité sont calculées en multipliant le nombre de cas par la durée moyenne de la maladie et par un facteur de gravité compris entre 1 (décès) et 0 (pleine santé), qui dépend de la maladie (par exemple la diarrhée aqueuse est associée à un facteur de gravité de 0,09 à 0,12, selon la tranche d'âge) (Murray & Lopez, 1996 ; Prüss & Havelaar, 2001). Les DALY offrent un outil important pour comparer les événements sanitaires car elles prennent en compte non seulement les effets sanitaires aigus, mais aussi les effets différés et chroniques – y compris la morbidité et la mortalité (Bartram, Fewtrell & Stenström, 2001).

Lorsque le risque est exprimé en DALY, on peut comparer différents événements sanitaires (par exemple le cancer et la giardiase) et affecter des priorités aux décisions en matière de gestion des risques.

Tableau 2.2 Exemples de dangers associés à l'utilisation des eaux usées en agriculture

Danger	Voie d'exposition	Importance relative	Observations
Agents pathogènes associés aux excreta			
Bactéries (*E. coli, Vibrio cholerae, Salmonella* spp., *Shigella* spp.)	Contact Consommation	Faible à élevée	Peuvent survivre dans l'environnement suffisamment longtemps pour représenter des risques sanitaires. La contamination des cultures a provoqué des flambées épidémiques. Le lavage ou la désinfection des produits ainsi que leur cuisson permettent de réduire le risque. En cas de contact avec des eaux usées, une hygiène personnelle insuffisante accroît le risque d'infection ou de maladie.
Helminthes			
– Transmis par le sol (*Ascaris*, ankylostomes, *Taenia* spp.)	Contact Consommation	Faible à élevée	Présents dans des zones où l'assainissement et les normes d'hygiène sont insuffisants. Le risque dépend du degré de traitement des eaux usées, du port ou non de chaussures, du degré de cuisson des aliments avant consommation, etc. Les œufs peuvent survivre très longtemps dans l'environnement.
– Schistosomes (trématodes, schistosomes)	Contact	Nulle à élevée	Les schistosomes ne sont présents que dans certaines régions géographiques et ont besoin d'hôtes intermédiaires appropriés. La schistosomiase se transmet par contact avec de l'eau contaminée dans les zones d'endémie.
Protozoaires (*Giardia intestinalis*, *Cryptosporidium*, *Entamoeba* spp.)	Contact Consommation	Faible à moyenne	Peuvent survivre dans l'environnement suffisamment longtemps pour représenter des risques sanitaires. Preuves limitées d'éventuelles flambées épidémiques. Le lavage ou la désinfection des produits ainsi que leur cuisson permettent de réduire le risque. Une hygiène personnelle insuffisante en cas de contact avec des eaux usées accroît le risque d'infection ou de maladie.
Virus (virus de l'hépatite A ou de l'hépatite E, adénovirus, rotavirus, norovirus)	Contact Consommation	Faible à élevée	Peuvent survivre dans l'environnement suffisamment longtemps pour présenter des risques sanitaires. La contamination des cultures a provoqué des flambées épidémiques.

Tableau 2.2 (suite)

Danger	Voie d'exposition	Importance relative	Observations
			Le lavage ou la désinfection des produits, ainsi que leur cuisson, permettent de réduire le risque. Une hygiène personnelle insuffisante en cas de contact avec des eaux usées accroît le risque d'infection ou de maladie. Dans les zones où l'assainissement et les normes d'hygiène sont médiocres, la plupart des habitants sont infectés au cours de l'enfance et acquièrent une immunité. Ces organismes peuvent comporter un risque sanitaire plus important pour les habitants non exposés pendant l'enfance ou pour les touristes non immunisés contre les maladies locales.
Irritants cutanés	Contact	Moyenne à élevée	Des maladies de peau telles que des dermatites de contact (eczémas) ont été signalées après un contact prolongé avec des eaux usées non traitées. La cause de ces maladies n'a pas encore été déterminée, mais il s'agit probablement d'un mélange d'agents microbiens et chimiques. Dans certaines situations, des toxines cyanobactériennes peuvent être aussi en cause.
Agents pathogènes responsables des maladies à transmission vectorielle (*Plasmodium* spp., virus de la dengue, *Wuchereria bancrofti*, virus de l'encéphalite japonaise)	Contact avec des vecteurs	Nulle à moyenne	Le risque est limité aux zones géographiques où l'agent pathogène est endémique et où l'on trouve des vecteurs appropriés. Il est principalement lié au développement des ressources en eau (c'est-à-dire au développement des réservoirs et des réseaux d'irrigation) et habituellement n'est pas spécifiquement associé à l'utilisation d'eaux usées en agriculture. La filariose lymphatique constitue une exception car ses vecteurs se reproduisent dans de l'eau renfermant une pollution organique.
Produits chimiques			
Métaux lourds (arsenic, cadmium, plomb, mercure)	Consommation	Faible	Les métaux lourds peuvent s'accumuler dans certains végétaux, mais rarement à des concentrations considérées comme dangereuses.
Hydrocarbures halogénés (dioxines, furanes, PCB)	Consommation	Faible	Ces substances sont généralement présentes à des concentrations faibles dans les eaux usées (concentrations pouvant être plus élevées dans les boues). Elles sont habituellement adsorbées par les particules de sol et ne sont pas absorbées par les plantes.
Pesticides (aldrine, DDT)	Contact Consommation	Faible	Le risque est lié aux pratiques agricoles. Les eaux usées ne contiennent généralement pas de fortes concentrations de ces substances.

Sources : Blumenthal et al. (2000a, 2000b) ; OMS (2004q) ; van der Hoek et al. (2005).

- le contact des êtres humains avec des eaux usées (ou des cultures contaminées) avant, pendant ou après l'irrigation (agriculteurs et leurs familles, vendeurs, communautés locales) ;
- l'inhalation d'aérosols d'eaux usées (travailleurs, communautés locales) ;
- la consommation de produits irrigués avec des eaux usées contaminées ;
- la consommation d'eau de boisson contaminée par des activités utilisant des eaux usées (dans le cas, par exemple, de la contamination par des produits chimiques ou des agents pathogènes des aquifères ou des eaux de surface) ;
- la consommation d'animaux (bœuf ou porc, par exemple) ou de produits animaux (lait, par exemple) contaminés par exposition à des eaux usées ;
- la propagation de maladies à transmission vectorielle résultant du développement et de l'exploitation de systèmes d'irrigation avec des eaux usées et de bassins de stabilisation des déchets.

Les concentrations de produits chimiques toxiques varient selon les endroits et dépendent généralement du nombre et du type d'industries rejetant des déchets dans les eaux usées, ainsi que du degré de traitement auquel ces déchets sont soumis avant d'être rejetés.

2.3 Évaluation du risque sanitaire

On peut évaluer le risque associé à l'exposition humaine aux agents pathogènes présents dans les eaux usées utilisées en agriculture à partir des données fournies par les études épidémiologiques et par les évaluations quantitatives du risque microbien (QMRA). Ces deux types de sources pouvant apporter des informations complémentaires, l'évaluation s'effectue dans l'idéal avec les deux types de données.

Les études épidémiologiques visent à évaluer les risques sanitaires liés à l'emploi d'eaux usées en comparant les niveaux de morbidité dans la population exposée (qui utilise des eaux usées ou consomme des produits cultivés avec ces eaux) avec ceux relevés dans une population non exposée ou témoin. La différence entre les niveaux de morbidité peut ensuite être attribuée à la pratique consistant à utiliser des eaux usées, sous réserve que les deux populations comparées soient similaires à tous autres égards, notamment le statut socio-économique et l'origine ethnique. Les facteurs de confusion et les biais susceptibles d'influer sur ces résultats doivent être pris en compte à travers une sélection rigoureuse des participants à l'étude. Blumenthal & Peasey (2002) ont réalisé une revue des études épidémiologiques concernant l'utilisation d'eaux usées en agriculture, dont les résultats sont présentés dans le chapitre 3.

Il est possible d'utiliser les QMRA pour estimer le risque menaçant la santé humaine en prédisant les taux d'infection et de morbidité compte tenu des densités de certains agents pathogènes, des taux mesurés ou estimés d'ingestion et de modèles dose-réponse appropriés pour la population exposée. La QMRA fournit une technique pour évaluer les risques provenant d'un agent pathogène spécifique associé à une voie d'exposition particulière. C'est un outil sensible permettant d'estimer des risques qui seraient difficiles et coûteux à mesurer, qui complète de manière appréciable les enquêtes épidémiologiques, lesquelles sont moins sensibles et plus difficiles à mettre en œuvre. La QMRA comprend quatre étapes, exposées dans le Tableau 2.3. Le chapitre 3 présente des exemples de QMRA utilisées pour estimer les risques sanitaires découlant de l'utilisation d'eaux usées dans le cadre de différents scénarios.

Tableau 2.3 Modèle d'évaluation des risques pour un effet quelconque sur la santé humaine[a]

Étape	Objectif
1. Identification des dangers	Décrire les effets aigus et chroniques sur la santé humaine associés à un danger particulier quelconque, notamment un agent pathogène ou un produit chimique toxique
2. Caractérisation des dangers	Évaluation de la relation dose-réponse en vue de caractériser la relation entre différentes doses administrées et l'incidence de l'effet sur la santé, y compris les mécanismes sous-jacents et l'extrapolation des systèmes modèles
3. Évaluation des expositions	Déterminer la taille et la nature de la population exposée, ainsi que la voie, l'ampleur et la durée de l'exposition
4. Caractérisation des risques	Combiner les données fournies par les étapes d'identification de l'exposition, de la relation dose-réponse et des dangers pour estimer l'ampleur du problème de santé publique et évaluer la variabilité et l'incertitude

Source : adapté d'OMS (2003a).

[a] Utilisable pour les produits chimiques comme pour les agents pathogènes.

2.4 Risque sanitaire tolérable

La gestion du risque sanitaire dépend du contexte ; il n'existe pas de formule de gestion du risque universellement applicable. Lors de la formulation de recommandations concernant l'utilisation des eaux usées, la logique veut que les niveaux globaux de protection sanitaire soient comparables à ceux appliqués pour d'autres expositions liées à l'eau (par le biais de l'eau de boisson, par exemple). Les normes s'appliquant à l'eau de boisson prennent en compte les affections pouvant résulter des expositions aux produits chimiques et aux agents pathogènes présents dans cette eau. La comparaison entre différents événements sanitaires indésirables comme le cancer, la diarrhée, etc. est facilitée par l'emploi d'une mesure commune (à savoir les DALY, voir Encadré 2.1 et chapitre 4). Une expérience conséquente est maintenant acquise dans ce type de comparaison (OMS, 2003a).

Pour les produits chimiques cancérogènes présents dans l'eau de boisson, la valeur guide OMS a été fixée à une limite supérieure de l'excès de risque de 10^{-5} (OMS, 2004a). Cela signifie que l'on relèverait au maximum un cas en excès de cancer pour 100 000 habitants ingérant sur leur durée de vie de l'eau de boisson contenant le produit chimique considéré à la concentration guide. La charge de morbidité associée à ce niveau de risque, ajustée selon la gravité de la maladie, représente approximativement 1×10^{-6} DALY (1 µDALY) par personne et par an (OMS, 2004a). Ce niveau de charge de morbidité peut être comparé à celui produit par une maladie bénigne, mais plus fréquente, telle que la diarrhée spontanément résolutive provoquée par un agent pathogène microbien. On estime la charge de morbidité associée à la diarrhée bénigne (avec un taux de létalité d'environ 1×10^{-5}, par exemple), pour un risque annuel de maladie de 1 pour 1000 (10^{-3}) (1 sur 10 pour le risque sur la durée de vie), à environ 1×10^{-6} DALY (1 µDALY) par personne et par an (OMS, 2004a).

2.5 Objectifs liés à la santé

Les objectifs liés à la santé doivent faire partie de la politique de santé publique globale et prendre en compte la situation et les tendances en matière d'utilisation d'eaux usées, ainsi que la contribution de cette utilisation à la transmission des maladies infectieuses, dans un contexte particulier, comme dans le cadre général de la gestion de la santé. Le but en fixant ces objectifs est de définir des étapes importantes pour guider et enregistrer

les progrès vers un objectif sanitaire prédéterminé. Pour garantir une protection et une amélioration efficaces de la santé, ces objectifs doivent être réalistes et adaptés aux conditions locales, y compris les ressources financières, techniques et institutionnelles. Ces conditions incluent aussi la nature et la gravité des maladies locales, les comportements de la population, les schémas d'exposition et les aspects socioculturels, économiques, environnementaux et techniques, ainsi que les risques sanitaires liés à d'autres maladies, notamment des maladies non associées à l'utilisation d'eaux usées (OMS, 2003a). Tout cela implique normalement un réexamen et une mise à jour périodiques des priorités et des objectifs, qui à leur tour nécessiteront une révision des normes et des standards pour prendre en compte ces facteurs et les évolutions des données disponibles (OMS, 2004a).

Les objectifs liés à la santé utilisent le risque tolérable de maladie comme référence pour fixer des objectifs spécifiques en matière de performances visant à ramener à ce niveau le risque de maladie. L'exposition à diverses concentrations d'agents pathogènes ou de produits chimiques toxiques par le biais d'un contact avec des eaux usées ou de la consommation de produits irrigués avec des eaux usées est associée à un certain niveau de risque. Réduire ce risque implique donc de limiter le plus possible les expositions à des agents pathogènes et à des produits chimiques.

Les objectifs liés à la santé peuvent s'exprimer sous forme de combinaisons de diverses composantes ou de paramètres isolés, y compris :

- *un événement sanitaire :* tel que déterminé par les études épidémiologiques, la surveillance de santé publique ou la QMRA (DALY ou absence d'une maladie particulière) ;
- *la qualité de l'eau de boisson :* exprimée par exemple par les concentrations d'œufs de nématodes intestinaux viables et/ou d'*E. coli* ;
- *les performances :* par exemple le respect d'un objectif de performances concernant l'élimination des contaminants microbiens ou chimiques (comme le pourcentage d'élimination des agents pathogènes résultant d'une combinaison d'exigences portant sur le traitement, des normes de qualité de l'eau et des techniques d'épandage des eaux usées, voir chapitres 4 et 5) ; les performances peuvent être évaluées par l'étape de validation (voir chapitre 6) ou de manière approximative par le biais d'autres paramètres : temps de rétention dans les bassins, turbidité, matières solides en suspension, etc., à des fins de surveillance ;
- *la spécification d'une technologie :* spécification d'un procédé de traitement, etc., d'une manière générale ou compte tenu des circonstances particulières d'utilisation.

2.6 Gestion des risques

Il est possible de mettre au point des stratégies de gestion des risques pour s'assurer de la réalisation des objectifs liés à la santé. Ces stratégies doivent aussi prendre en compte la prévention de la pollution, notamment par les produits chimiques. Les mesures et les interventions diffèrent en fonction de l'objectif de l'utilisation des eaux usées. Le moyen le plus efficace pour garantir en continu la sécurité de l'utilisation des eaux usées en agriculture est de faire appel à une approche intégrée de l'évaluation et de la gestion des risques, couvrant toutes les étapes du processus, de la génération et de l'utilisation des eaux usées jusqu'à la consommation des produits. Cette approche est contenue dans le Cadre de Stockholm. Trois composantes de cette approche sont importantes pour la

réalisation des objectifs liés à la santé : l'évaluation du système, l'identification des mesures de maîtrise des risques et des méthodes de surveillance correspondantes et la mise au point d'un plan de gestion (ces opérations sont évoquées plus en détail au chapitre 6).

Les objectifs en matière de performances pour obtenir des réductions de l'exposition varient selon que l'irrigation est soumise ou non à des restrictions. Par exemple, on peut déterminer qu'une diminution de l'exposition aux agents pathogènes de 99,99 % est nécessaire pour remplir l'objectif lié à la santé dans le cas d'une irrigation sans restriction, tandis qu'une diminution de 99 % de cette exposition suffit pour réaliser l'objectif lié à la santé dans le cas d'une irrigation restreinte. Dans le premier cas, l'objectif pourrait être atteint en combinant des traitements et une irrigation localisée et dans le second cas, par un traitement seulement (plus la prévention de l'exposition des travailleurs et des communautés locales) (voir Figure 2.2). Les chapitres 4 et 5 fournissent des informations supplémentaires sur les réductions de l'exposition pouvant être obtenues par certaines stratégies de gestion.

La Figure 2.2 présente des exemples de stratégies de gestion des risques dans le cadre de l'utilisation d'eaux usées en agriculture destinées à prévenir les expositions à des agents pathogènes et à des produits chimiques toxiques par la mise en place des barrières multiples (des stratégies supplémentaires sont évoquées au chapitre 5). Ces stratégies peuvent combiner les éléments suivants :

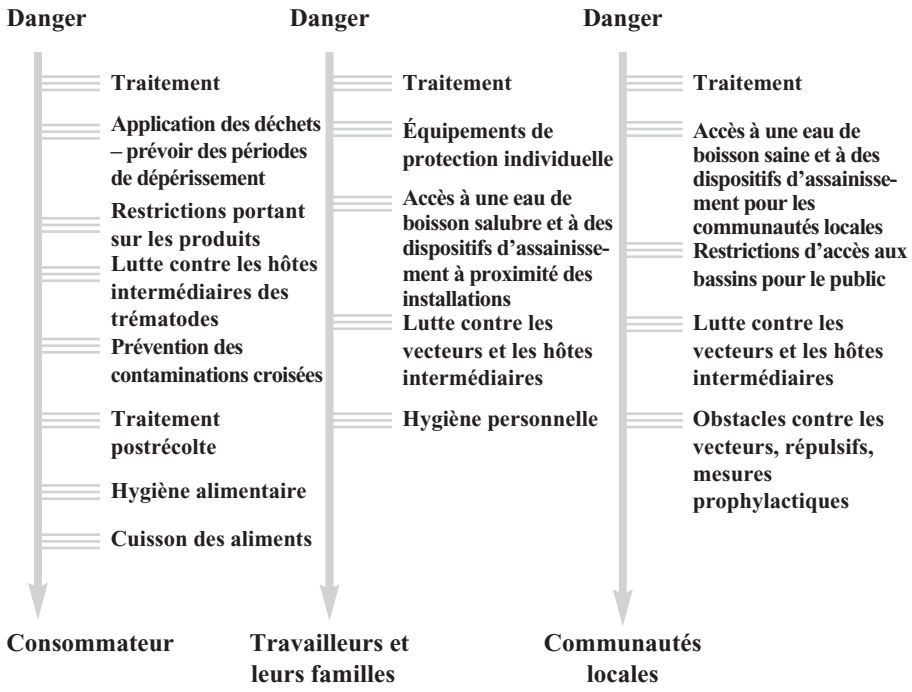

Figure 2.2
Exemples de barrières pour se protéger des dangers de l'utilisation d'eaux usées en agriculture

- *traitement des eaux usées :* visant à éliminer les agents pathogènes et les produits chimiques toxiques jusqu'à ce que leurs concentrations ne dépassent plus le risque tolérable et pouvant être combiné à d'autres mesures pour réaliser les objectifs liés à la santé ;
- *restrictions portant sur les produits :* culture de végétaux qui soit ne sont pas directement consommés par les êtres humains, soit sont toujours traités (ou cuits) avant consommation ;
- *application :* utiliser des techniques d'épandage des eaux usées ou des excreta qui limitent l'exposition des travailleurs et la contamination des produits ou prévoir des laps de temps suffisants entre l'application des déchets et la récolte pour permettre le dépérissement des agents pathogènes (irrigation par goutte-à-goutte, périodes de retrait, zones tampons, par exemple) ;
- *méthodes de limitation de l'exposition :* limiter l'accès du public aux champs irrigués, faire porter aux travailleurs des vêtements de protection, faire appliquer de bonnes pratiques d'hygiène personnelle telles que le lavage des mains au savon pour éliminer les contaminants en cas de contact avec des eaux usées ou des produits contaminés par ces eaux ;
- *lavage, désinfection ou cuisson des produits :* soumettre les produits à un lavage classique avec de l'eau de boisson saine ou avec un désinfectant chimique au niveau des ménages permet de réduire la contamination et l'exposition potentielle aux agents pathogènes et à certains produits chimiques ; faire soigneusement cuire les produits avant leur consommation inactive la plupart des agents pathogènes, sinon tous.

Les informations concernant l'efficacité des procédés dans la prévention des expositions (par exemple l'irrigation par goutte-à-goutte, les périodes de retrait et autres mesures de protection sanitaire), combinées à des données d'occurrence des agents pathogènes et des produits chimiques dans les eaux usées, permettent de définir les conditions opératoires, dont on peut attendre raisonnablement qu'elles conduisent à réaliser les objectifs liés à la santé (voir chapitre 4). Ces données d'efficacité des procédés et d'occurrence des agents pathogènes doivent prendre en compte les performances en régime permanent et celles obtenues pendant les opérations de maintenance et les périodes de charge inhabituelle. Bien que les systèmes d'indicateurs servant au contrôle des performances puissent nécessiter des mesures analytiques en laboratoire (par exemple la recherche d'*E. coli* ou des œufs d'helminthes), il convient d'accorder une relative priorité aux inspections périodiques et aux tests analytiques simples permettant de fournir rapidement des résultats aux exploitants du système. La supervision externe du système est importante pour garantir que le système fonctionne selon les spécifications et que les réglementations sont respectées (voir chapitre 6) (Bartram, Fewtrell & Stenström, 2001).

2.7 État de la santé publique

La partie 2.2 identifie les différents dangers associés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Les dangers ayant la plus forte probabilité de provoquer des pathologies sont les agents pathogènes liés aux excreta (y compris les helminthes intestinaux et les schistosomes), les irritants cutanés et les agents pathogènes à transmission vectorielle. Pour la plupart des produits chimiques, on pense que les risques sont faibles et qu'une exposition dangereuse à ces produits via l'utilisation d'eaux usées en agriculture est difficilement imaginable dans la mesure où, dans la majorité des cas, une exposition prolongée est nécessaire pour provoquer une maladie. Le Tableau 2.4 présente des exemples

Tableau 2.4 Mortalité dans le monde et nombre de DALY dus à certaines maladies ayant un lien avec l'utilisation d'eaux usées en agriculture

Maladie	Mortalité (décès/an)	Charge de morbidité (DALY/an)	Observations
Diarrhée	1 798 000	61 966 000	99,8 % des décès se produisent dans les pays en développement et 90 % d'entre eux concernent des enfants
Typhoïde	600 000	N. D.	Estimée à 16 millions de cas par an
Schistosomiase	15 000	1 702 000	Maladie rencontrée dans 74 pays ; le nombre de personnes infectées dans le monde est estimé à 200 millions, parmi lesquelles 20 millions subissent des conséquences sévères de cette infection
Ascaridiose	3 000	1 817 000	Nombre de personnes infectées estimé à 1,45 milliard, parmi lesquelles 350 millions subissent des effets indésirables
Ankylostomiase	3 000	59 000	Nombre de personnes infectées estimé à 1,3 milliard, parmi lesquelles 150 millions subissent des effets indésirables
Filariose lymphatique	0	5 777 000	Les moustiques vecteurs de la filariose se reproduisent dans des eaux renfermant une pollution organique. Cette maladie n'est pas mortelle, mais entraîne une forte incapacité
Hépatite A	N. D.	N. D.	Nombre de cas par an dans le monde estimé à 1,4 million ; preuves sérologiques d'une infection antérieure dans 15 % à 100 % des cas

N. D. : données non disponibles.
Sources : OMS (2000c, 2002, 2003b, 2003c, 2004b).

d'estimations de la mortalité et de la morbidité pour certaines maladies pouvant avoir un lien avec l'utilisation d'eaux usées en agriculture.

2.7.1 Maladies liées aux excreta

Les infections liées aux excreta (voir Tableau 2.5) sont des maladies transmissibles dont les agents causals (virus, bactéries, protozoaires ou helminthes pathogènes) sont libérés par l'organisme des personnes infectées (ou des animaux infectés dans certains cas) dans les excreta (fèces ou urines). Ces agents causals finissent par atteindre d'autres personnes et pénètrent soit par la bouche (lors de la consommation de cultures contaminées, par exemple), soit par l'intermédiaire de la peau (infestation par des ankylostomes ou des schistosomes, par exemple). Les maladies les plus impliquées diffèrent d'une zone à l'autre, selon la situation générale en matière d'assainissement et d'hygiène et le degré de traitement des eaux usées avant leur utilisation en agriculture. Dans les endroits où l'hygiène et les normes en matière d'assainissement sont médiocres, ce sont souvent les helminthes intestinaux qui représentent le plus grand risque sanitaire.

Dans de nombreux pays, les infections liées aux excreta sont courantes, les excreta et les eaux usées renfermant en conséquence de fortes concentrations d'agents pathogènes. L'incapacité à traiter et à gérer correctement les eaux usées et les excreta de par le monde est directement responsable des effets préjudiciables pour la santé et l'environnement. Les excreta humains ont été mis en cause dans la transmission de nombreuses

Tableau 2.5 Maladies liées aux excreta

Agent	Maladie
Bactéries	
Campylobacter jejuni	Gastro-entérites, séquelles à long terme (arthrite, par exemple)
Escherichia coli	Gastro-entérite
E. coli O157:H7	Diarrhée sanglante, syndrome urémique hémolytique
Leptospira spp.	Leptospirose
Salmonella (nombreux sérotypes)	Salmonelloses, gastro-entérites, diarrhées, séquelles à long terme (arthrite, par exemple)
Salmonella typhi	Fièvre typhoïde
Shigella (plusieurs sérotypes)	Shigellose (dysenterie), séquelles à long terme (arthrite, par exemple)
Vibrio cholerae	Choléra
Yersinia enterocolitica	Yersiniose, gastro-entérite, diarrhées, séquelles à long terme (arthrite, par exemple)
Helminthes	
Ancylostoma duodenale et *Necator americanus* (ankylostomes)	Ankylostomiase
Ascaris lumbricoides (ascaris lombricoïdes)	Ascaridiose
Clonorchis sinensis (douve hépatique)	Clonorchiase
Diphyllobothrium latum (vers plat infectant les poissons)	Diphyllobothriase
Fasciola hepatica et *F. gigantica* (douve hépatique)	Fasciolase
Fasciolopsis buski (douve intestinale)	Fasciolopsiase
Opisthorchis viverrini (douve hépatique)	Opisthorchiase
Paragonimus westermani (douve pulmonaire)	Paragonimiase
Schistosoma spp. (douve sanguine)	Schistosomiase, bilharziose[a]
Taenia saginata et *T. solium* (vers plats)	Téniose
Trichuris trichuria (tricocéphales)	Trichurose
Protozoaires	
Balantidium coli	Balantidiase (dysenterie)
Cryptosporidium parvum	Cryptosporidiose, diarrhée, fièvre
Cyclospora cayetanensis	Diarrhée persistante
Entamoeba histolytica	Amibiase (dysenterie amibienne)
Giardia intestinalis	Giardiose
Virus	
Adénovirus (nombreux types)	Maladies respiratoires, infections oculaires
Astrovirus (nombreux types)	Gastro-entérite
Calicivirus (plusieurs types)	Gastro-entérite

Tableau 2.5 (suite)

Agent	Maladie
Coronavirus	Gastro-entérite
Virus Coxsackie A	Herpangine, méningite aseptique, maladies respiratoires
Virus Coxsackie B	Fièvre, paralysie, maladies respiratoires, cardiaques ou rénales
Échovirus	Fièvre, éruption cutanée, maladies respiratoires et cardiaques, méningite aseptique
Entérovirus (nombreux types)	Gastro-entérites diverses
Virus de l'hépatite A	Hépatite infectieuse
Virus de l'hépatite E	Hépatite infectieuse
Norovirus	Gastro-entérite
Parvovirus (plusieurs types)	Gastro-entérite
Poliovirus	Paralysie, méningite aseptique
Réovirus (plusieurs types)	Pas clairement définies
Rotavirus (plusieurs types)	Gastro-entérites

Sources : Sagik, Moor & Sorber (1978) ; Hurst, Benton & Stetler (1989) ; Edwards (1992) ; National Research Council (1998).

[a] Voir également partie 2.7.2.

maladies infectieuses, dont le choléra, la typhoïde, l'hépatite, la polio, la schistosomiase et les infections par des helminthes (*Ascaris*, ankylostomes, vers plats, par exemple). La plupart de ces maladies liées aux excreta se déclarent chez des enfants habitant des pays pauvres. Globalement, l'OMS estime que les diarrhées sont responsables de 3,2 % de l'ensemble des décès et de 4,2 % de la charge de morbidité mondiale totale, exprimée en DALY (OMS, 2004b). En dehors des diarrhées, l'OMS estime que chaque année, 16 millions de personnes contractent la typhoïde et plus de 1 milliard souffrent d'infections par des helminthes intestinaux (voir Tableau 2.4).

La diarrhée ou les maladies gastro-intestinales sont souvent utilisées comme indicateur indirect pour les maladies infectieuses véhiculées par l'eau. Mead et al. (1999) estime qu'en moyenne une personne aux États-Unis d'Amérique (appartenant à une tranche d'âge quelconque) souffre de 0,79 épisode de gastro-entérite aiguë (caractérisée par une diarrhée, des vomissements ou l'un et l'autre de ces symptômes) par an. Les taux de gastro-entérite aiguë chez les adultes dans le monde sont généralement du même ordre de grandeur (Tableau 2.6). Cependant, les enfants – en particulier ceux vivant dans des conditions à haut risque, caractérisées le plus souvent par une hygiène, un assainissement et une qualité de l'eau insuffisants – présentent généralement un taux de maladies gastro-intestinales plus élevé. Kosek, Bern & Guerrant (2003) ont constaté que les enfants de moins de cinq ans habitant dans des pays en développement subissaient un nombre médian d'épisodes diarrhéiques de 3,2 par an.

2.7.2 Schistosomiase

La schistosomiase est une maladie parasitique importante dans diverses parties du monde. Elle diffère d'autres maladies liées aux excreta (voir partie 2.7.1) en ce que son agent causal nécessite certaines espèces d'escargots aquatiques ou amphibies comme hôtes

Tableau 2.6 Incidence des maladies diarrhéiques par personne et par an en 2000, selon la région et l'âge

Région	Incidence des maladies diarrhéiques, tous âges confondus	Incidence des maladies diarrhéiques, 0–4 ans	Incidence des maladies diarrhéiques, 5–80+ ans
Régions développées	0,2	0,2–1,7	0,1–0,2
Régions en développement	0,8–1,3	2,4–5,2	0,4–0,6
Moyenne mondiale	0,7	3,7	0,4

Source : adapté de Mathers et al. (2002).

pour achever son cycle de vie, de sorte que cette maladie a une distribution limitée par la présence ou l'absence de ces escargots et qu'elle ne touche que des personnes en contact direct avec de l'eau contaminée ou des eaux usées. La schistosomiase est endémique dans 74 pays appartenant à la Région de la Méditerranée orientale ou à certaines parties de l'Asie et des Amériques, mais la plupart des infections surviennent en Afrique subsaharienne. Il s'agit d'une infection des vaisseaux sanguins qui drainent la vessie ou le tractus intestinal. Elle est causée par *Schistosoma haematobium*, *S. mansoni*, *S. japonicum*, *S. intercalatum* ou *S. mekongi*. L'accomplissement du cycle de vie nécessite la réplication du parasite dans un hôte intermédiaire constitué par un escargot. Les escargots sont infectés par un stade larvaire du parasite, appelé miracidium, qui se développe à partir des œufs évacués dans les urines ou les fèces des personnes infectées. Les cercariae libérés par les escargots pénètrent dans la peau des personnes présentes dans l'eau. Les infections légères peuvent rester asymptomatiques, mais les infections plus lourdes entraînent parfois une splénomégalie ou une hépatomégalie, une perte de sang ou un cancer de la vessie, selon l'espèce parasitique.

2.7.3 Maladies à transmission vectorielle

Les maladies à transmission vectorielle comme le paludisme ou la filariose lymphatique ne sont pas spécifiquement associées à l'utilisation d'eaux usées, mais doivent être envisagées parmi les risques sanitaires potentiels dans les régions d'endémie. Dans le cadre de la planification du développement des ressources en eau et des projets de gestion de l'eau (y compris les projets d'irrigation par des eaux usées), une évaluation de l'impact sanitaire doit être pratiquée (voir annexe 3) (OMS, 2000b). Comme le montre le Tableau 2.7, des phénomènes liés à certaines activités d'irrigation par des eaux usées peuvent accroître les populations vectorielles. Néanmoins, seuls certains moustiques, en particulier les vecteurs de la filariose (par exemple *Culex quinquefasciatus*), peuvent se reproduire dans de l'eau polluée organiquement. On a également signalé au Pakistan la reproduction de vecteurs du paludisme dans la partie terminale plus propre d'une chaîne de bassins de stabilisation des eaux usées. Diverses mesures pour limiter la reproduction des vecteurs dans le cadre des programmes d'utilisation des eaux usées sont présentées au chapitre 5.

2.7.4 Mesure de l'état de la santé publique

On ne peut mesurer les impacts des mesures de gestion des risques que si l'on connaît exactement ou de manière approximative l'état de santé de référence de la population concernée. De même, on ne peut fixer de valeurs du risque tolérable et d'objectifs liés à la santé que si l'on dispose de certaines connaissances sur :

Tableau 2.7 Maladies à transmission vectorielle pouvant avoir un lien avec l'utilisation d'eaux usées en agriculture

Maladie	Vecteur	Risque d'apparition de cette maladie du fait de l'utilisation d'eaux usées en agriculture	Observations
Dengue	*Aedes aegypti*	Faible	Les vecteurs se reproduisent dans l'eau stagnante (vieux pneus, boîtes de conserve, bouteilles, etc.). Ils sont présents en Asie du Sud-Est mais pas en Chine.
Filariose	*Culex quinquefasciatus*	Moyen	Les vecteurs se reproduisent dans de l'eau contenant une pollution organique. La filariose est endémique dans de nombreux pays où l'on utilise des eaux usées en agriculture.
Encéphalite japonaise	*Culex* spp.	Moyen	Les vecteurs se reproduisent dans les rizières inondées. L'encéphalite japonaise est endémique dans de nombreux pays où l'on utilise des eaux usées en agriculture.
Paludisme	*Anopheles* spp.	Faible	Les vecteurs se reproduisent dans de l'eau non polluée ; 90 % des cas de paludisme se déclarent en Afrique. On a signalé la reproduction d'anophèles dans des séries de bassins de stabilisation des déchets.

Sources : OMS (1988) ; TDR (2004).

- l'incidence et la prévalence de la maladie dans la communauté ;
- les types de maladie pouvant résulter de l'utilisation des eaux usées ;
- la vulnérabilité des différents sous-groupes de la population (par exemple les personnes dont la fonction immunitaire est diminuée ou celles sensibles à des dangers spécifiques).

Il est important de comprendre le rôle que peuvent jouer les eaux usées dans la transmission de maladies liées à l'eau au sein d'une communauté. Par exemple, des études menées au Mexique indiquent qu'un très fort pourcentage des infections à *Ascaris* et des diarrhées touchant certaines communautés exposées résulte de l'utilisation d'eaux usées en agriculture. La réduction des expositions aux agents pathogènes présents dans les eaux usées à travers une amélioration du traitement de ces eaux a eu des conséquences très positives sur la santé publique (Cifuentes, 1998 ; Cifuentes et al., 2000a). Cependant, si une faible proportion seulement des problèmes de santé liés à l'eau dans une communauté donnée peut être attribuée à l'utilisation d'eaux usées en agriculture (par exemple si la principale voie de transmission est l'eau de boisson), il est inefficace sur le plan économique d'investir des ressources limitées dans des mesures pour rendre plus sûre cette utilisation. Il est normalement plus rentable d'agir sur les principales voies d'exposition – dans cet exemple, procurer l'accès à une eau de boisson saine aurait un impact positif sur la santé publique plus important et moins coûteux que de construire une nouvelle installation de traitement des eaux usées.

Les informations de départ sur les niveaux de fond de maladies à transmission fécale-orale dans la population pourraient être tirées des données recueillies auprès des établis-

sements de santé locaux, des données de surveillance de la santé publique, des analyses de laboratoire, des études épidémiologiques ou de travaux de recherche spécifiques menés dans une zone de projet. Il convient de prendre en compte les fluctuations saisonnières de l'incidence de la morbidité – par exemple le pic d'infections à rotavirus pendant la saison froide. Lors de l'évaluation de l'utilisation des eaux usées dans une zone donnée, il importe d'estimer les tendances de l'incidence de la morbidité. Des niveaux de fond élevés de la morbidité (pour les infections par des vers intestinaux, par exemple) ou des flambées épidémiques (choléra, par exemple) peuvent être une indication que les procédures de gestion des risques n'ont pas été appliquées correctement et qu'elles doivent être renforcées ou reconsidérées.

3
ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

Les eaux usées représentent à la fois une ressource et un danger. Le présent chapitre expose les preuves actuellement disponibles d'effets sur la santé découlant de l'utilisation d'eaux usées en agriculture et résultant de la présence d'agents infectieux ou de produits chimiques. Il n'a pas été réalisé d'évaluation systématique des effets bénéfiques pour la santé de l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Ces bénéfices varient selon les situations. Il est possible que les agriculteurs de subsistance soient les plus grands bénéficiaires de cette utilisation, à travers une amélioration de leur sécurité alimentaire et de leur nutrition, mais aussi les plus exposés au risque d'impact sanitaire négatif – notamment lorsqu'ils utilisent des eaux usées non traitées pour l'irrigation.

L'évaluation des risques fait appel à deux types de sources d'information : les études épidémiologiques et les QMRA. L'analyse microbienne fournit des données aux études épidémiologiques, comme aux QMRA. Chaque type d'évaluation a ses limites, mais leur utilisation combinée apporte des informations complémentaires (voir Tableau 3.1). Cette partie présente les éléments fournis par chaque catégorie d'étude.

Les études épidémiologiques peuvent déterminer l'excès de prévalence d'une infection (mesurée par la proportion d'individus infectés ou séropositifs) parmi un groupe exposé par rapport avec un groupe témoin ou l'excès de prévalence ou d'incidence d'une maladie (se déclarant pendant un laps de temps spécifié) parmi un groupe exposé par rapport avec un groupe témoin. Ces études doivent être effectuées sur un échantillon de taille suffisante d'après :

- le niveau requis de signification statistique du résultat attendu ;
- la probabilité acceptable de ne pas observer un effet réel ;
- l'ampleur de l'effet étudié ;
- la charge de morbidité dans la population ;
- les tailles relatives des groupes comparés.

En général, plus l'échantillon est grand, plus l'étude est capable de trouver des associations entre la maladie et des facteurs d'exposition. La taille de l'échantillon est déterminée par des considérations logistiques et financières et il faut habituellement trouver un compromis entre cette taille et les coûts (Beaglehole, Bonita & Kjellström, 1993).

Dans le contexte de ces Directives, les individus consommant des salades irriguées par des eaux usées, travaillant (ou jouant) dans des champs irrigués par de telles eaux ou vivant à proximité de tels champs (en particulier lorsque l'irrigation s'effectue par aspersion) constituent des groupes exposés, et ceux ne répondant à aucun de ces critères sont des témoins.

La QMRA estime le risque d'infection dans un groupe exposé et ce rôle peut s'étendre à l'estimation du risque de maladie parmi ce groupe si l'on connaît (ou suppose) la proportion probable d'individus infectés chez lesquels la maladie se déclarera.

3.1 Analyse microbienne

Les données microbiennes sont utilisées pour indiquer l'existence éventuelle de dangers dans l'environnement. L'analyse microbienne est un processus important dans l'apport de données en vue de l'évaluation des risques. Les informations relatives aux types et aux nombres des différents agents pathogènes présents dans les eaux usées et sur les produits irrigués sont utilisables pour quantifier les risques. Ces facteurs varient en fonction de la région, du climat, de la saison, etc., et doivent, dans la mesure du possible, être mesurés sur le site.

Tableau 3.1 Données utilisées pour l'évaluation des risques sanitaires

Type d'étude	Contributions	Limites
Analyse microbienne	Détermine les concentrations des différents organismes excrétés dans les eaux usées ou sur les produits	Coûteuse
	Fournit des données sur les taux de dépérissement des agents pathogènes	La collecte des échantillons peut prendre beaucoup de temps
	Fournit des informations utilisées dans les QMRA pour évaluer les risques	Nécessite du personnel formé et des installations de laboratoire
	Peut contribuer à l'identification des sources d'agents pathogènes	L'obtention des résultats de laboratoire prend du temps
	Utilisée pour mettre en relation agents pathogènes et infection ou maladie (par exemple par analyse d'échantillons de selles ou dépistage des individus séropositifs)	Pour certains agents pathogènes, les procédures normalisées de détection ou d'isolement à partir des produits alimentaires font défaut
		Les taux d'isolement peuvent être très variables
		Certaines méthodes ne déterminent pas la viabilité des organismes
Étude épidémiologique	Mesure la morbidité actuelle dans une population exposée	Coûteuse
	Utilisable pour tester différentes hypothèses concernant les expositions	Des biais peuvent affecter les résultats
		La taille des échantillons nécessaire pour mesurer des événements sanitaires statistiquement significatifs peut être importante
		Nécessité de trouver le juste milieu entre la puissance de l'étude et sa sensibilité
QMRA	Peut estimer de très faibles niveaux de risque infectieux ou morbide	Les scénarios d'exposition peuvent varier de manière importante et sont difficiles à modéliser
	Méthode peu onéreuse de prédiction des risques d'infection ou de maladie	On ne dispose pas de données d'entrée validées pour chaque scénario d'exposition
	Facilite les comparaisons entre différentes voies d'exposition	Les risques prédits concernent l'exposition à un type d'agent pathogène, à un moment donné

Les eaux usées non traitées renferment divers organismes excrétés, y compris des agents pathogènes, dont les types et les nombres dépendent des niveaux de fond des infections correspondantes dans la population. Les flambées épidémiques provoquent une augmentation des concentrations d'agents causals dans les eaux usées et les excreta. Le Tableau 3.2 présente des gammes de concentrations de divers organismes excrétés que l'on peut trouver dans les eaux usées. Les types et les concentrations d'agents pathogènes pouvant être très variables, il est utile de recueillir des données locales pour évaluer les risques et mettre au point des stratégies de gestion de ces risques.

Il est rare que l'on dose directement les agents pathogènes dans les eaux usées car leurs concentrations sont variables et les méthodes analytiques souvent difficiles ou coûteuses à mettre en œuvre. On utilise à la place des indicateurs de contamination fécale tels qu'*E. coli* ou des coliformes thermotolérants comme indicateurs indirects d'agents pathogènes ayant des caractéristiques similaires et susceptibles d'être présents dans les

Tableau 3.2 Concentrations d'organismes excrétés dans les eaux usées

Organisme	Nombres d'organismes dans les eaux usées (par litre)
Bactéries	
Coliformes thermotolérants	10^8–10^{10}
Campylobacter jejuni	10–10^4
Salmonella spp.	1–10^5
Shigella spp.	10–10^4
Vibrio cholerae	10^2–10^5
Helminthes	
Ascaris lumbricoides	1–10^3
Ancylostoma duodenale/Necator americanus	1–10^3
Trichuris trichiura	1–10^2
Schistosoma mansoni	N. D.
Protozoaires	
Cryptosporidium parvum	1–10^4
Entamoeba histolytica	1–10^2
Giardia intestinalis	10^2–10^5
Virus	
Virus entériques	10^5–10^6
Rotavirus	10^2–10^5

N. D. : pas de données.
Sources : Feachem et al. (1983) ; Mara & Silva (1986) ; Oragui et al. (1987) ; Yates & Gerba (1998).

eaux usées. Habituellement, mais pas toujours, leur concentration dans l'eau est proportionnelle à la contamination fécale présente. Dans le cas des eaux usées, les indicateurs peuvent témoigner du degré de traitement ou de purification naturelle qu'elles ont subi et fournir ainsi une estimation grossière du risque associé à leur utilisation. Des méthodes d'analyse normalisées ont été mises au point pour *E. coli* et les coliformes thermotolérants et sont largement employées.

Malheureusement, il n'existe pas d'organisme indicateur parfait pour les eaux usées, en particulier pour les agents pathogènes bactériens non fécaux, les helminthes, les virus et les protozoaires, dans la mesure où les concentrations de bactéries indicatrices fécales ne correspondent souvent pas aux concentrations de ces organismes. Si des effluents à base d'eaux usées ont fait l'objet d'une chloration, cette opération aura réduit considérablement les concentrations de bactéries, mais pas au même degré que les concentrations de virus, de protozoaires et d'helminthes.

Le Tableau 3.3 fournit un certain nombre d'exemples d'organismes indicateurs utilisés pour évaluer les risques associés à l'emploi d'eaux usées en agriculture dans différentes situations. Cependant, nombre de ces indicateurs servent à des recherches et ne se prêtent pas à la surveillance courante, du fait des dépenses qu'ils induisent et des équipements qu'ils nécessitent. Le groupe de bactéries *E. coli*/coliformes thermotolérants est utilisé dans la plupart des directives concernant l'eau, ces bactéries étant les indicateurs liés à la contamination fécale les plus couramment surveillés. Pour une discussion plus

Tableau 3.3 Exemples d'organismes indicateurs pour les agents pathogènes pour l'homme dans les eaux usées

Agent pathogène pour l'homme	Organismes indicateurs	Observation
Bactéries		
Shigella, *E. coli* entérotoxigène, *Campylobacter*, *Vibrio cholerae* (choléra)	*E. coli*, coliformes thermotolérants, entérocoques intestinaux	Le groupe de bactéries *E. coli*/coliformes thermotolérants est utilisé depuis plus de 100 ans comme modèle pour les bactéries pathogènes. On s'attend à ce que le comportement d'*E. coli* et des entérocoques intestinaux (pas des coliformes totaux) dans les conditions environnementales reflète celui des agents pathogènes entériques, mais pas celui de bactéries environnementales comme *Legionella* ou *Mycobacterium*.
Virus		
Adénovirus, rotavirus, entérovirus, virus de l'hépatite A, norovirus	Bactériophages : coliphages somatiques ou coliphages F-ARN	Les bactériophages sont des virus qui infectent les bactéries. Ils sont considérés comme non pathogènes pour l'homme et peuvent être facilement cultivés et dénombrés en laboratoire. Ils sont généralement présents dans les fèces des animaux à sang chaud, mais certaines souches sont spécifiques à l'homme.
Protozoaires		
Oocystes de *Cryptosporidium*, spores de *Giardia*	*Clostridium perfringens*	*Clostridium perfringens* est une bactérie formant des spores hautement résistantes aux conditions environnementales. Il est prouvé qu'elle constitue un modèle utile pour les oocystes de *Cryptosporidium* et les spores de *Giardia*. On pourrait aussi utiliser des spores aérobies (bacilles), mais il est probable qu'elles se développeraient dans les systèmes de traitement et encrasseraient les surfaces, donnant des chiffres trompeurs. Les protozoaires étant nettement plus gros que les spores de *Clostridium*, ils seront éliminés de différentes façons au cours des processus de traitement. Il convient de pratiquer un test de validation avec des spores ou des oocystes de protozoaires ou avec des particules de taille similaire.
Helminthes		
Ascaris lumbricoides et *Trichuris trichiura* ova	*Ascaris* ova	Les œufs d'*Ascaris* et de certains autres helminthes (par exemple *Trichuris taenia*) peuvent être mesurés directement. Il est également possible de déterminer leur viabilité.

Source : adapté de Petterson & Ashbolt (2003).

poussée des avantages et des inconvénients des différents indicateurs fécaux, se référer à OMS (2004a) et à Jiménez (2003).

3.1.1 Survie des agents pathogènes dans le sol et sur les cultures

De nombreux agents pathogènes peuvent survivre dans le sol ou à la surface des cultures suffisamment longtemps pour pouvoir se transmettre aux humains et aux animaux. Les agents pathogènes les plus résistants dans l'environnement sont les œufs d'helminthes qui, dans certains cas, peuvent survivre pendant plusieurs années dans le sol. La survie de ces pathogènes dépend d'un certain nombre de facteurs, comme indiqué dans le Tableau 3.4. Des données sur la survie des agents pathogènes dans le sol et sur différentes

Tableau 3.4 Facteurs influant sur la survie des agents pathogènes dans l'environnement

Facteur	Observation
Humidité	Les environnements humides sont favorables à la survie des agents pathogènes.
	Les environnements secs facilitent le dépérissement de ces agents.
Composition du sol	Les sols argileux et ceux ayant une forte teneur en matières organiques favorisent la survie des agents pathogènes.
Température	C'est le facteur le plus important pour le dépérissement des agents pathogènes. Des températures élevées entraînent un dépérissement rapide, tandis que des températures basses prolongent leur survie. Des températures inférieures à la température de congélation peuvent aussi provoquer le dépérissement des agents pathogènes.
pH	Certains virus survivent longtemps dans les sols à pH acide, tandis que les sols alcalins sont associés à un dépérissement plus rapide des virus. Les sols neutres à légèrement alcalins sont favorables à la survie des bactéries.
Lumière solaire (rayonnement ultraviolet)	L'exposition à la lumière solaire directe conduit à une inactivation rapide des agents pathogènes par dessiccation et exposition aux UV.
Type de feuillage et de végétal	Certains végétaux présentent des surfaces collantes (courges d'été, par exemple) ou peuvent absorber les agents pathogènes présents dans l'environnement (laitues, choux de Bruxelles, par exemple), d'où une plus longue survie de ces agents. Certaines cultures de type racine comme les oignons ont une plus grande tendance à la contamination et favorisent la survie des agents pathogènes.
Concurrence avec la flore et la faune indigène	Les effets antagonistes d'autres bactéries ou d'algues peuvent accroître le dépérissement des agents pathogènes. Les bactéries peuvent être la proie de protozoaires.

Sources : Strauss (1985) ; Jiménez (2003).

cultures sont présentées dans le Tableau 3.5. L'inactivation de ces agents s'effectue beaucoup plus rapidement par temps chaud et ensoleillé que dans des conditions froides, nuageuses ou pluvieuses. Les températures peu élevées prolongent la survie des agents pathogènes, ce qui est particulièrement vrai dans le cas du stockage après récolte. Si des végétaux sont récoltés, puis transportés et stockés dans des conditions réfrigérées (4°C, par exemple), les agents pathogènes présents peuvent être en mesure de survivre suffisamment longtemps pour infecter les consommateurs des produits. Par exemple, des expériences sur des laitues parsemées d'oocystes de *Cryptosporidium* ont montré qu'après trois jours d'incubation à 20°C, aucun oocyste viable n'était plus détectable, tandis qu'après 3 jours à 4°C, on obtenait 10 % d'oocystes viables (Warnes & Keevil, 2003). Le Tableau 3.4 montre que les agents pathogènes dépérissent plus vite sur les cultures que dans le sol. Une recontamination des cultures, en particulier des cultures de type racine et de celles très proches du sol, peut se produire – notamment après des précipitations.

C'est la consommation de produits agricoles crus – par exemple de salades, notamment s'il s'agit de cultures de type racine (radis ou oignons, par exemple) – ou de produits ayant poussé à proximité du sol (laitues, courges d'été), qui comporte le plus grand risque sanitaire. Certaines cultures peuvent avoir une plus grande tendance que d'autres à la contamination – par exemple les oignons (Blumenthal et al., 2003), les courges d'été (Armon et al., 2002) et les laitues (Solomon, Yaron & Matthews, 2002). En général, les

Tableau 3.5 Survie de divers organismes dans certains milieux environnementaux entre 20 et 30°C

Organisme	Durée de la survie (jours)		
	Eau douce et eau usée	**Cultures**	**Sol**
Virus			
Entérovirus[a]	<120, habituellement <50	<60, habituellement <15	<100, habituellement <20
Bactéries			
Coliformes thermotolérants	<60, habituellement <30	<30, habituellement <15	<70, habituellement <20
Salmonella spp.	<60, habituellement <30	<30, habituellement <15	<70, habituellement <20
Shigella spp.	<30, habituellement <10	<10, habituellement <5	N. D.
V. cholerae	N. D.	<5, habituellement <2	<20, habituellement <10
Protozoaires			
Spores d'*E. histolytica*	<30, habituellement <15	<10, habituellement <2	<20, habituellement <10
Oocystes de *Cryptosporidium*	<180, habituellement <70	<3, habituellement <2	<150, habituellement <75
Helminthes			
Œufs d'*Ascaris*	Années	<60, habituellement <30	Années
Œufs de vers plats	Plusieurs mois	<60, habituellement <30	Plusieurs mois

N. D. : absence de données.
Sources : Feachem et al. (1983) ; Strauss (1985) ; Robertson, Campbell & Smith (1992) ; Jenkins et al. (2002) ; Warnes & Keevil (2003).
[a] Poliovirus, échovirus et virus Coxsackie.

cultures possédant certaines propriétés de surface (velues, collantes, fissurées, rugueuses, etc., par exemple) protègent les agents pathogènes de l'exposition aux rayonnements et rendent plus difficile leur rinçage par l'eau de pluie ou le lavage effectué après récolte. La quantité d'eau retenue par chaque type de culture est aussi un paramètre important pour l'exposition aux agents pathogènes. Par exemple, Shuval, Lampert & Fattal (1997) ont estimé que les laitues retenaient 10,8 ml d'eau d'irrigation, tandis que les concombres ne retiendraient que 0,36 ml – soit approximativement 3 % de la quantité conservée par les laitues. Une étude menée par Stine et al. (2005) a montré que les surfaces des laitues et des melons retenaient les agents pathogènes provenant de l'eau d'irrigation, parmi lesquels *E. coli* et des bactériophages (PRD1), ce que ne faisaient pas les poivrons, avec leur surface lisse.

Bactéries

Le Tableau 3.6 ci-après récapitule les résultats d'un certain nombre d'études sur la survie des bactéries dans les cultures, évoquée plus en détail dans la suite de ce document.

Des études menées au Portugal (Vaz da Costa Vargas, Bastos & Mara, 1996) ont montré que lorsqu'on utilisait des eaux usées de qualité médiocre (effluents de filtre à lit bactérien contenant 10^6 coliformes thermotolérants pour 100 ml) pour irriguer par aspersion des laitues, les concentrations initiales de bactéries indicatrices dépassaient 10^5 coliformes thermotolérants pour 100 g de poids frais. Une fois l'irrigation interrompue,

Tableau 3.6 Résumé de certaines preuves microbiennes des effets de la qualité de l'eau sur la contamination microbienne des cultures

Type de traitement et qualité des effluents ; coliformes thermotolérants/100 ml	Résumé des preuves	Référence
Filtre à lit bactérien ; 10^6	Les laitues irriguées dans des parcelles non couvertes présentent des niveaux élevés de contamination bactérienne, à moins que l'irrigation n'ait été interrompue pendant un certain temps avant la récolte (7 à 12 jours, par exemple).	Vas da Costa Vargas, Bastos & Mara (1996)
Bassin de stabilisation ; 10^3–10^4	La qualité des radis et des laitues irrigués se traduisait par des niveaux *E. coli* de contamination de 10^3 et 10^4 pour 100 g (cas le plus défavorable) par temps sec ; cette contamination augmentait après des précipitations. Des bactéries *Salmonella* ont été isolées.	Bastos & Mara (1995)
i) Réservoir de stockage des eaux usées ; 10^7 ; ii) réservoir de stockage des eaux usées ; 10^2	L'amélioration de la qualité de l'eau jusqu'à atteindre 200 coliformes thermotolérants/100 ml a permis de faire baisser la contamination des légumes de 10^5 à moins de 10^3 coliformes thermotolérants/100 ml.	Armon et al. (1994)
i) Eaux usées brutes ; 10^7 ; ii) bassin de stabilisation ; 10^5 ; iii) eau de rivière ; 10^2	Le pourcentage des cultures dans lesquelles on pouvait détecter des salmonelles a diminué avec l'amélioration de la qualité de l'eau ; les salades vertes poussant à proximité du sol étaient les cultures les plus contaminées ; l'arrêt de l'irrigation 8 jours avant la récolte a permis d'améliorer la qualité des cultures.	Castro de Esparza & Vargas (1990, cité par Peasy et al., 2000)

aucune salmonelle n'était plus détectée au bout de 5 jours, et au-delà de 7 à 12 jours, les concentrations de coliformes thermotolérants étaient similaires ou à peine supérieures à celles relevées dans des laitues irriguées avec de l'eau douce. La qualité de ces cultures était néanmoins meilleure que celle des laitues irriguées par des eaux de surface en vente sur les marchés locaux (10^6 coliformes thermotolérants pour 100 g), en raison probablement de la recontamination sur les marchés par utilisation d'eau de rafraîchissement contaminée.

Des études portant sur l'irrigation par goutte-à-goutte et par rigoles d'infiltration de laitues et de radis (Bastos & Mara, 1995) avec des effluents de bassin de stabilisation (1700 à 5000 coliformes thermotolérants pour 100 ml) ont indiqué que la qualité des cultures était meilleure par temps sec : 10^3 et 10^4 *E. coli* respectivement pour les radis et les laitues, et que ces légumes ne contenaient aucune salmonelle. La qualité de ces cultures était néanmoins meilleure que celle des laitues vendues au niveau local (10^6 *E. coli* pour 100 g). Toutefois, après des précipitations, le nombre d'*E. coli* augmentait et des salmonelles étaient isolées à la surface des laitues.

Des études réalisées en Israël (Armon et al., 1994) ont montré que lorsque des légumes et des salades étaient irrigués avec des effluents de qualité médiocre provenant de réservoirs de stockage des eaux usées (jusqu'à 10^7 coliformes thermotolérants pour 100 ml), on détectait de fortes concentrations de bactéries indicatrices fécales à la surface des cultures (jusqu'à 10^5 coliformes thermotolérants pour 100 ml). Néanmoins, lorsque

les légumes étaient irrigués par des effluents de meilleure qualité (0 à 200 coliformes thermotolérants pour 100 ml) provenant d'un autre réservoir de stockage, la quantité de coliformes thermotolérants sur les cultures était généralement $<10^3$ pour 100 g, voire souvent moins. Au Pérou, Castro de Esparza & Vargas (1990, cité dans Peasy et al., 2000) ont constaté que le pourcentage de cultures sur lesquelles on pouvait détecter des salmonelles diminuait lorsque la qualité de l'eau s'améliorait, passant de 10^7 coliformes thermotolérants dans les eaux usées brutes (10^3 *Salmonella* pour 100 ml) à 10^5 coliformes thermotolérants ($<10^2$ *Salmonella* pour 100 ml) dans les effluents traités provenant d'un bassin de stabilisation des eaux usées. Aucune *Salmonella* n'a été détectée sur des cultures irriguées par de l'eau de rivière (200 coliformes thermotolérants et aucune salmonelle). Les cultures les plus contaminées étaient les laitues, suivies par le persil, les épinards et les carottes. En laissant passer huit jours entre la dernière irrigation et la récolte, on pouvait obtenir une augmentation de 25 % du nombre d'échantillons de cultures contenant moins de 10 *E. coli* et aucune *Salmonella* détectable par gramme.

Globalement, ces études indiquent que i) l'irrigation de cultures de salades dans des parcelles non couvertes par des eaux usées contenant plus de 10^5 coliformes thermotolérants pour 100 ml conduit à des niveaux élevés de contamination bactérienne dans les cultures, à moins d'interrompre l'irrigation pendant quelque temps avant la récolte ; que ii) l'amélioration de la qualité jusqu'à atteindre 10^2–10^3 coliformes thermotolérants pour 100 ml permet d'obtenir de faibles niveaux de contamination des cultures ($<10^3$ coliformes thermotolérants pour 100 ml) ; et iii) que la recontamination des cultures est fréquente sur les marchés.

Helminthes

Le Tableau 3.7 récapitule les données présentées dans cette partie.

Des études réalisées au Brésil (Ayres et al., 1992a) indiquent que lorsqu'on irrigue par aspersion des laitues avec des effluents de bassins de stabilisation, les niveaux de contamination de ces cultures diminuent à mesure que le temps de séjour de l'eau dans ces bassins augmente, en passant du bassin anaérobie au bassin de maturation. La conta-

Tableau 3.7 Résumé de certaines preuves microbiennes des effets de la qualité de l'eau sur la contamination des cultures par des helminthes

Type de traitement et qualité des effluents : nombre d'œufs de nématodes par litre	Résumé des preuves	Référence
i) Eaux usées brutes ; >100 ii) Bassin de stabilisation ; >10 iii) Bassin de stabilisation ; <0,5 iv) Bassin de stabilisation ; 0	Niveau de contamination des laitues lors de la récolte : i) jusqu'à 60 œufs/plant ii) 0,6 œuf/plant iii) 0 œuf/plant iv) 0 œuf/plant	Ayres et al. (1992a)
i) Bassin de stabilisation ; 50 ii) Bassin de stabilisation ; 10 iii) Bassin de stabilisation ; ≤1	Niveau de contamination des laitues lors de la récolte : i) jusqu'à 2,2 œufs/plant ii) 1,5 œuf/plant au maximum iii) 0,3 œuf/plant	Stott et al. (1994)

mination des laitues par des nématodes était de 0,6 œuf/plant lors de la récolte après une irrigation à partir du bassin anaérobie (plus de 10 œufs par litre), tandis qu'on ne décelait aucun œuf de nématode sur les laitues irriguées par des effluents provenant du bassin facultatif (<0,5 œuf par litre) ou du bassin de maturation (0 œuf par litre, c'est-à-dire l'absence d'œuf détectable), en dépit d'une croissance dans un sol fortement contaminé, renfermant >1200 œufs d'*Ascaris* pour 100 g. L'irrigation par de l'eau douce parvenait à éliminer totalement de faibles niveaux de contamination des cultures, tandis que la survenue de précipitations réduisait notablement ces niveaux de contamination.

Des études effectuées dans des serres au Royaume-Uni (Stott et al., 1994) avec des effluents ensemencés (*Ascaridia galli*) indiquent que l'irrigation par des eaux usées contenant 10 œufs par litre conduit à une faible contamination des laitues par des nématodes (1,5 œuf par plant au maximum) et que le passage à une eau de meilleure qualité (≤1 œuf par litre) permet d'obtenir une situation où certains plants seulement sont légèrement contaminés (0,3 œuf par plant). Cependant, les études chez l'animal n'ont permis de relever aucune transmission d'une infection à *A. galli* à partir de cultures irriguées par des eaux usées, bien que la dose infectieuse soit très faible (<5 œufs embryonnés).

On peut déduire globalement de ces analyses microbiennes que l'irrigation par des eaux usées dont la contamination ne dépasse pas 1 œuf par litre conduit à l'absence de contamination détectable des laitues à la récolte ou à une très faible contamination de ces laitues, ne portant que sur quelques plants (6 %), par des œufs dégénérés ou non infectieux. Cependant, quelques-uns des œufs de nématodes présents sur les plants récoltés étaient viables, d'où la possibilité que des cultures pouvant se conserver sur une longue durée comportent un risque pour les consommateurs si ces œufs avaient le temps de devenir infectieux.

Protozoaires

D'une manière générale, on dispose de peu d'éléments attestant de la contamination de certaines cultures par des protozoaires du fait de l'irrigation avec des eaux usées. Armon et al. (2002) ont constaté que des courges d'eau irriguées par aspersion avec des eaux usées de qualité médiocre (>100 oocystes par litre) accumulaient à leur surface des quantités d'oocystes de *Cryptosporidium* (80 à 10 000 oocystes pour 0,5 kg) plus élevées que d'autres types de cultures. Ces courges d'eau présentent des surfaces duveteuses et collantes et poussent à proximité du sol. Elles concentrent donc certains types d'agents pathogènes à leur surface.

Au Pérou, *Entamoeba coli* est le protozoaire le plus courant et a été identifié sur 38 % des cultures irriguées avec des eaux usées ou avec d'autres eaux de surface contaminées (Castro de Esparza & Vargas, 1990, cité dans Peasey et al., 2000). On a également identifié des oocystes de *Cryptosporidium* et de *Cyclospora* sur des produits vendus sur les marchés au Pérou (Ortega et al., 1997) et au Costa Rica (Calvo et al., 2004). Dans ces derniers cas, on ne disposait pas d'informations sur la qualité de l'eau et la contamination était probablement due à l'utilisation pour l'irrigation d'eaux de surface contaminées par des égouts, plutôt qu'à l'irrigation directe par des eaux usées. La présence de *Cyclospora cayetanensis* dans les eaux usées provenant de la zone du Pérou où s'effectuaient les cultures a été confirmée par Sturbaum et al. (1998).

Virus

Un certain nombre d'études ont été réalisées sur le dépérissement des virus sur les cultures. En général, la survie des virus dépend également des paramètres mentionnés dans le Tableau 3.4. Petterson et al. (2001a) ont modélisé l'inactivation des virus

entériques sur les laitues et les carottes en utilisant des données recueillies sur des produits cultivés sous serre et irrigués par des eaux usées ensemencées avec un modèle de virus, *Bacteroides fragilis* B40–8. Leurs résultats font apparaître des preuves d'inactivation biphasique et notamment de la présence d'une sous-population persistante de virus. Ward & Irving (1987) ont observé des temps de survie de 1 à 13 jours lorsque l'eau d'irrigation contenait entre $5{,}1 \times 10^2$ et $2{,}6 \times 10^5$ unités virales de poliovirus de type 1 par litre.

La plupart des études menées avec des virus portent sur des eaux usées ou de l'eau ensemencée par des virus. Cependant, Hernandez et al. (1997) ont trouvé des virus de l'hépatite A et des rotavirus sur des laitues achetées sur les marché et irriguées avec de l'eau contaminée au Costa Rica.

Le Tableau 3.8 présente certaines vitesses d'inactivation déterminées expérimentalement sur différents types de végétaux (Petterson & Ashbolt, 2003).

3.2 Preuves épidémiologiques

Shuval et al. (1986) ont procédé à une revue des preuves épidémiologiques disponibles dans les études sur l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Les éléments réunis à cette

Tableau 3.8 Inactivation des virus sur différentes cultures

Cultures	T_{99} (jours)	Source de données	Références
Artichauts, brocolis, céleris et laitues	1,45	Inactivation de poliovirus ensemencés sur quatre jours dans une chambre environnementale	Engineering Science (1987); Asano et al. (1992)
Céleris (chambre environnementale)	1,82[a]	On a ensemencé des plants avec des poliovirus et on a enregistré le temps nécessaire à l'élimination de 99% de ces virus dans une chambre environnementale et sur le terrain	Sheikh, Cooper & Israel (1999)
Laitues iceberg (chambre environnementale)	3,3[a]		
Laitues romaines (sur le terrain)	1,25[a]		
Laitues beurre (sur le terrain)	1,7[a]		
Laitues merveille d'hiver	0,4 (phase rapide) 2 (phase lente) Taille de la sous-population 0,12%[b]	Plants irrigués à maturité par aspersion avec des eaux usées ensemencées avec des bactériophages de *B. fragilis* B40-8; expérience réalisée sous serre en conditions contrôlées	Petterson et al. (2001b)
Carottes	1,25 (phase rapide) 20 (phase lente) Taille de la sous-population: 2%[b]	Plants cultivés en pots et irrigués à maturité avec des eaux usées ensemencées avec des bactériophages de *B. fragilis* B40-8; expérience réalisée sous serre en conditions contrôlées	Petterson et al. (2001b)

T_{99}: temps nécessaire à une réduction de 99% (réduction logarithmique de 2).

[a] Valeur estimée du cœfficient d'inactivation en supposant une relation log-linéaire ($C_t = C_o e^{-ht}$) et du temps nécessaire à une réduction logarithmique des virus de 2. Ajoutée ici à des fins de comparaison et ne figurant pas dans l'article cité.

[b] Les données font apparaître des preuves de décroissance biphasique (Petterson et al., 2001b).

époque laissaient à penser que l'utilisation d'eaux usées non traitées en agriculture présentait un risque élevé de transmission de nématodes intestinaux et d'infections bactériennes, en particulier pour les consommateurs de produits de culture et les travailleurs agricoles. Il existait des preuves limitées d'effets négatifs pour la santé des personnes vivant à proximité de champs irrigués par des eaux usées. On disposait de preuves plus ténues de la transmission de virus et les preuves de transmission de protozoaires parasitiques aux travailleurs agricoles, aux consommateurs ou aux communautés voisines étaient inexistantes. Ces éléments indiquaient aussi que l'irrigation par des eaux usées traitées n'entraînait pas d'excès d'infections par des nématodes intestinaux chez les personnes travaillant dans les champs ou les consommateurs. Les informations provenant de cette revue ont servi à l'élaboration de la deuxième édition des Directives de l'OMS (OMS, 1989).

Blumenthal & Peasey (2002) ont réalisé à l'intention de l'OMS une revue critique de l'ensemble des preuves épidémiologiques d'effets sur la santé résultant de l'utilisation d'eaux usées et d'excreta en agriculture. Un récapitulatif des principales preuves épidémiologiques est présenté dans la partie suivante, extraite de Blumenthal & Peasey (2002) et résumée plus brièvement dans le Tableau 3.9 (résumé dans Carr, Blumenthal & Mara, 2004). Pour les études rapportant des données de prévalence, un risque relatif brut et un intervalle de confiance à 95 % ont été calculés dans les cas où l'étude ne mesurait pas l'association entre exposition et infection. Dans les tableaux récapitulatifs (voir Tableaux 3.10 à 3.13 ci-après), les niveaux de significativité ont été indiqués par des valeurs de p correspondant à trois niveaux ($p < 0,05$, représenté par *, $p < 0,01$, représenté par ** et $p < 0,001$, représenté par ***). Dans la revue de départ, les études étaient ensuite évaluées en fonction de leur qualité épidémiologique, qui était meilleure pour les études analytiques par comparaison avec les études descriptives, pour les études prospectives par comparaison avec les études rétrospectives et pour les études de cohortes par comparaison avec les études transversales. On a accordé un plus grand crédit à un sous-ensemble d'études épidémiologiques analytiques présentant les caractéristiques suivantes : exposition et maladie bien définies, estimations des risques établies après prise en compte des facteurs de confusion, test statistique des associations entre exposition et maladie et preuves de causalité (si disponibles). Une importance plus grande est donnée dans le texte à ces études et les résultats globaux mentionnés dans chaque partie accordent plus de poids aux résultats provenant de ces études analytiques.

3.2.1 Risques pour les consommateurs de produits de culture à l'état cru

Le Tableau 3.10 (pages •• à ••) récapitule les études examinées concernant les risques d'infection par des helminthes, des bactéries ou des virus pour les consommateurs de produits de culture crus. Les résultats des comparaisons entre groupes exposés et non exposés sont donnés sous forme de risques relatifs et d'odds ratios dans le tableau (rapport exposés/non exposés) et mentionnés sous forme de risques attribuables dans le texte (différence des valeurs pour les groupes exposés et non exposés).

Infections par des helminthes

Des études descriptives (Khalil, 1931 ; Baumhogger, 1949 ; Krey, 1949 ; Shuval, Yekutiel & Fattal, 1984) de l'association entre la consommation de légumes crus irrigués par des eaux usées non traitées et les infections par des *Ascaris* ont fourni des estimations des risques relatifs comprises entre 7,0 et 35,0 (Tableau 3.10), la proportion des infections par des *Ascaris* dans les populations étudiées attribuées à la consommation de légumes crus irrigués par des eaux usées (risque attribuable) variant entre 34 % et 60 %. Une étude

Tableau 3.9 Résumé des risques sanitaires associés à l'utilisation d'eaux usées pour l'irrigation

Groupe exposé	Risques sanitaires		
	Infections par des helminthes	**Infections bactériennes/ virales**	**Infections par des protozoaires**
Consommateurs	Risque important d'infection par des helminthes pour les adultes comme pour les enfants exposés à des eaux usées non traitées	Flambées de choléra, de fièvre typhoïde et de shigellose signalées comme résultant de l'utilisation d'eaux usées non traitées ; réponses séropositives pour *Helicobacter pylori* (eaux non traitées) ; augmentation du nombre de cas de diarrhée non spécifique lorsque la contamination de l'eau dépasse 10^4 coliformes thermotolérants/100 ml	Preuves de la présence de protozoaires parasitiques à la surface des légumes irrigués par des eaux usées, mais pas de preuve directe de la transmission de maladies
Travailleurs agricoles et leurs familles	Risque important d'infection par des helminthes pour les adultes comme pour les enfants en contact avec des eaux usées non traitées ; risque accru d'ankylostomiase pour les travailleurs ne portant pas de chaussures ; le risque d'infection par des helminthes persiste, en particulier pour les enfants, même lorsque les eaux usées sont traitées jusqu'à obtenir moins de 1 œuf d'helminthe par litre ; le risque pour les adultes n'augmente pas pour cette concentration d'helminthes	Risque accru de maladie diarrhéique pour les jeunes enfants en contact avec des eaux usées si la contamination de l'eau dépasse 10^4 coliformes thermotolérants/100 ml ; risque élevé d'infection par *Salmonella* chez les enfants exposés à des eaux usées non traitées ; séropositivité élevée pour les norovirus chez les adultes exposés à des eaux partiellement traitées	Risque d'infection à *Giardia intestinalis* signalé comme insignifiant en cas de contact avec des eaux usées traitées, comme avec des eaux usées non traitées ; toutefois, une autre étude réalisée au Pakistan a estimé que les agriculteurs utilisant des eaux usées brutes étaient exposés à un risque trois fois plus élevé que ceux employant de l'eau douce pour l'irrigation ; observation d'une augmentation du risque d'amibiase en cas de contact avec des eaux usées non traitées
Communautés voisines	La transmission des helminthes n'a pas été étudiée pour l'irrigation par aspersion, mais même chose que précédemment pour l'irrigation par submersion ou par rigoles d'infiltration en cas de contact important	L'irrigation par aspersion avec de l'eau de qualité médiocre (10^6 à 10^8 coliformes totaux/100 ml) et une forte exposition aux aérosols sont associées à une augmentation des taux d'infection ; l'utilisation d'eau partiellement traitée (10^4 à 10^5 coliformes thermotolérants/100 ml ou moins) pour l'irrigation par aspersion n'est pas associée à une élévation des taux d'infection virale	Aucune donnée sur la transmission d'infections à protozoaires dans le cadre de l'irrigation par aspersion avec des eaux usées

Sources : Shuval, Yekutiel & Fattal (1984) ; Fattal et al. (1986) ; Shuval et al. (1989) ; Blumenthal et al. (2000a) ; Armon et al. (2002) ; Blumenthal & Peasey (2002) ; J. H. J. Ensink ; W. van der Hoek & F. P. Amerasinghe (données non publiées, 2005).

Tableau 3.10 Études des risques pour le consommateur : prévalence des infections et risques relatifs ou odds ratios dans des populations consommant ou ne consommant pas de légumes irrigués par des eaux usées à l'état cru

Événement sanitaire et mesure de cet événement	Qualité des eaux usées	Tranche d'âge (ans)	Prévalence d'une mesure de l'événement (%)	Risque relatif ou odds ratio (IC à 95%)	Groupe étudié et comparaison	Référence
Ascariose (prévalence)	Non traitées	Adultes	70 contre 10	7.0[b]	Population carcérale consommant des légumes irrigués avec des eaux usées contre population villageoise n'utilisant pas d'eaux usées ou d'excréments humains en agriculture	Khalil (1931)[a]
Ascariose (prévalence – données de routine)	Non traitées	Tous âges	50 contre 6	8.3[b]	Ville dans laquelle on utilise des eaux usées pour irriguer les cultures de légumes contre moyenne pour cinq villes ne pratiquant pas l'irrigation par des eaux usées	Baumhogger (1949) ; Krey (1949)[a]
Ascariose (prévalence – données de routine)	Non traitées	Tous âges	i) 35 contre 1 ii) 13 contre 1	(i) 35.0 (32.56–37.62)[b] (ii) 13.0[b]	Population générale consommant des légumes irrigués par des eaux usées contre population générale ne consommant pas de tels légumes i) 1935–1947 contre 1948–1966 ii) 1968–1970 contre 1975–1982	Shuval, Yekutiel & Fattal (1984)
Ascariose (prévalence)	Traitées et non traitées (réservoirs de stockage)	5+	4,9 contre 2,9	1.43 (1.07–1.92)**	Consommation de légumes locaux (champs irrigués par des eaux usées) contre légumes cultivés en dehors des villages	Cifuentes (1998)
Ascariose (prévalence)	i) Traitées et non traitées ii) Non traitées iii) Traitées <1 œuf de nématode par litre	<15	i) 41,1 contre 16,4 ii) 46,5 contre 17,3 iii) 36,5 contre 13,3	(i) 2.41 (1.07–5.44)* (ii) 4.15 (1.89–9.41)[c]*** (iii) 3.74 (0.80–17.38)	Consommation de légumes crus provenant de champs ou de jardins locaux (irrigués avec des eaux usées) contre absence de consommation de tels légumes	Peasey (2000)
		>15, sexe masculin	i) 22,4 contre 8,8 ii) 22,4 contre 9,5 iii) 8,0 contre 12,5	(i) 3.93 (1.01–15.24) (ii) 2.74 (0.84–8.81) (iii) 0.61 (0.06–5.81)		

Tableau 3.10 (suite)

Événement sanitaire et mesure de cet événement	Qualité des eaux usées	Tranche d'âge (ans)	Prévalence d'une mesure de l'événement (%)	Risque relatif ou odds ratio (IC à 95%)	Groupe étudié et comparaison	Référence
Ascariose (prévalence)	Traitées (par sédimentation et oxydation biologique)	Tous âges	2,2 contre 6,1	0.36[b]	Ville où l'on utilise des eaux usées pour irriguer les légumes contre valeurs moyennes pour cinq villes ne pratiquant pas l'irrigation avec des eaux usées	Baumhogger (1949) ; Krey (1949)[a]
Infection à *Helicobacter pylori* (séroprévalence)	Non traitées	<35	38 contre 9	3.25 (1.94–5.71)***	Consommation de légumes crus contre consommation de légumes cuits	Hopkins et al. (1993)
Maladie diarrhéique (prévalence bimensuelle auto-rapportée)	Traitées et non traitées	5+	19,0 contre 10,0	2.00 (1.37–2.93)***	Famille cultivant des salades (irriguées par des eaux usées) contre famille ne cultivant pas de salades	Cifuentes (1998)
Maladie diarrhéique (prévalence hebdomadaire auto-rapportée)	Traitées (réservoirs de stockage) ; 10^4 coliformes fécaux/100 ml	1–4	<1 fois/semaine, 2,6	1.00	Fréquence moyenne à élevée de la consommation d'oignons crus contre faible fréquence de cette consommation	Blumenthal et al. (2003)
			1 fois/semaine, 9,5	3.80 (1.24–11.68)		
			>1 fois/semaine, 5,8	2.19 (0.54–8.89)		
				$P = 0.05$		
		15+	<1 fois/mois, 2,4	1.00		
			1–3 fois/mois, 8,7	3.99 (1.62–9.82)		
			1 fois/semaine, 6,0	2.58 (1.05–6.39)		
			>1 fois/semaine, 5,5	2.24 (0.88–5.71)		
				$P < 0.01$		
Infection à norovirus (souche mexicaine) (réponse sérologique)	Traitées (réservoirs de stockage) ; 10^4 coliformes fécaux/100 ml	5–14	0/2 fois/semaine, 13,6	1.00	Différentes fréquences de consommation de tomates vertes crues	Blumenthal et al. (2003)
			1/2 fois/semaine, 20,6	1.44 (0.76–2.75)		
			2–14/2 fois/semaine, 29,6	2.52 (1.03–6.13)		

Niveaux de significativité : *, p < 0,05 ; **, p < 0,01 ; ***, p < 0,001.

[a] Décrit dans Shuval et al. (1986).

[b] Risque relatif pour la consommation à l'état cru, calculé à partir des données de prévalence rapportées.

[c] Odds ratios et intervalles de confiance à 95% pour la consommation à l'état cru, calculés pour les données de prévalence rapportées : i) odds ratios ajustés ; ii) et iii) odds ratios pour la consommation à l'état cru.

transversale analytique (Cifuentes, 1998) donnait une estimation du risque relatif de 1,4, mais on ne sait pas clairement si cette valeur mesure le risque lié à l'utilisation d'eau traitée ou non traitée, sachant que l'étude n'indique pas d'estimations par strates.

Une étude prospective de cohortes (Peasey, 2000) a cependant fourni des odds ratios (OR) ajustés de 3,9 (hommes) et de 2,4 (enfants) pour la consommation de légumes irrigués avec des eaux usées par les familles d'agriculteurs, en tenant compte des facteurs de confusion potentiels pour *Ascaris*, tels que l'âge, le sexe, le statut socio-économique et le contact direct avec des eaux usées. Le risque attribuable à cette consommation était de 25 % pour les enfants et de 14 % pour les hommes adultes. Les proportions d'infections dans l'ensemble de la population attribuables à cette exposition et susceptibles d'être éliminées si cette exposition était supprimée (fractions évitables) étaient de 53 % et de 35 % respectivement pour les enfants et les hommes adultes.

Il existe certains éléments attestant que chez l'homme adulte, la consommation de légumes irrigués avec des eaux usées non traitées (>100 œufs par litre) exerce un effet plus important que l'irrigation avec des eaux usées traitées (<1 œuf/litre) (OR = 2,7, p = 0,074 et OR = 0,6, p = 0,68, respectivement), mais ces éléments n'atteignent pas la significativité statistique. Dans le cas des enfants, l'irrigation des légumes par des eaux usées non traitées était associée à un risque accru d'infection (OR = 4,2, p < 0,001) tout comme l'utilisation d'eaux usées traitées (<1 œuf de nématode par litre) (OR = 3,7, p = 0,056). Une étude descriptive (écologique) (Baumhogger, 1949 ; Krey, 1949) apporte des preuves suggestives que le traitement par sédimentation et oxydation biologique réduit les risques d'infestation par des *Ascaris* des consommateurs de légumes crus à des niveaux inférieurs à ceux observés en l'absence d'irrigation par des eaux usées.

Infections bactériennes et virales

On dispose de plusieurs études sur le risque d'infection bactérienne ou virale spécifique associé à la consommation de légumes irrigués par des eaux usées non traitées. Une étude menée à Santiago au Chili (Hopkins et al., 1993) a montré que la consommation de légumes crus provenant d'une zone où l'on utilisait des eaux usées non traitées pour l'irrigation était liée à une augmentation de la séroprévalence de *Helicobacter pylori* (risque relatif : 3,3 ; p < 0,001), une fois les facteurs de confusion pris en compte.

Des études transversales analytiques des maladies diarrhéiques symptomatiques, réalisées au Mexique (Blumenthal et al., 2003), ont indiqué l'existence d'un risque deux fois plus important de maladie diarrhéique en relation avec des fréquences moyennes ou élevées de consommation d'oignons crus irrigués avec des eaux usées et stockés dans un réservoir unique (contamination de l'eau : 10^4 coliformes thermotolérants pour 100 ml). Pour les adultes, le risque attribuable était de 4,3 % (prévalence hebdomadaire), ce qui équivaut à un taux annuel de 0,66 par personne (en supposant une saison sèche de huit mois). Une étude prospective de cohortes menée dans la même zone a mis en évidence une augmentation d'un facteur deux de la réponse sérologique au norovirus (souche mexicaine), en association avec la consommation de tomates vertes irriguées avec la même eau, en tenant compte des facteurs de confusion, mais aucun accroissement du risque de réponse sérologique positive à *E. coli* entérotoxigène, agent infectieux associé à la consommation de légumes. Dans le cadre de cette étude, plus de 50 % des maladies diarrhéiques touchant la fraction de la population étudiée qui consommait des oignons (plus de la moitié du groupe étudié) étaient attribuables à la consommation d'oignons, de sorte que plus de 25 % de l'ensemble des diarrhées survenant chez des adultes et des jeunes enfants de la population étudiée pendant la saison sèche pouvaient être attribués à l'irrigation de légumes par des eaux usées.

Éléments fournis par les flambées épidémiques
L'étude des flambées épidémiques fournit des informations supplémentaires sur les risques pour les consommateurs découlant de l'irrigation de légumes par des eaux usées. Les flambées épidémiques survenues au Chili et en Israël font apparaître des preuves de la transmission du choléra (Shuval, Yekutiel & Fattal, 1984 ; Fattal, Yekutiel & Shuval, 1986) de la typhoïde (Shuval, 1993) et de la shigellose (Porter et al., 1984) lorsqu'on irrigue des légumes avec des eaux usées non traitées.

Résumé
Il existe des éléments laissant à penser que l'utilisation d'eaux usées non traitées pour irriguer des légumes peut conduire à une multiplication des cas d'helminthiase (principalement dus à *Ascaris lumbricoides*), d'infection bactérienne ou virale (typhoïde, choléra, *Helicobacter pylori*, norovirus) et de maladie diarrhéique symptomatique chez les consommateurs de ces légumes. Les études portant sur les infections à *Ascaris* chez les consommateurs indiquent qu'un traitement est nécessaire pour réduire le risque d'une telle infection chez les consommateurs de produits de culture irrigués avec des eaux usées non traitées. Il est impossible de déterminer l'ampleur du traitement nécessaire à partir des données disponibles, mais une étude analytique indique qu'un traitement permettant d'obtenir ≤1 œuf de nématode par litre pourrait suffire dans certaines circonstances, notamment en cas d'exposition infantile. Lorsque les eaux usées ne sont que partiellement traitées, il existe des preuves que le risque d'infection entérique (d'origine bactérienne ou virale) reste important lorsque les consommateurs mangent certains types de légumes crus (principalement des cultures de type racine) irrigués par des eaux usées contenant 10^4 coliformes thermotolérants pour 100 ml.

3.2.2 Risques pour les travailleurs agricoles et leurs familles

Le Tableau 3.11 résume les études examinées à propos des risques pour les travailleurs agricoles, leurs familles et la population voisine de transmission d'infections parasitiques intestinales. Le Tableau 3.12 résume les études examinées à propos de la prévalence des maladies entériques notifiées chez les travailleurs agricoles, leurs familles et les populations voisines. Le Tableau 3.13 résume les études sérologiques examinées concernant les risques de transmission de virus et de bactéries entériques aux travailleurs agricoles et aux populations voisines.

Des recherches menées à Phnom Penh au Cambodge indiquent qu'il peut exister une association entre l'exposition à des eaux usées et des problèmes de peau tels que les dermatites de contact (eczéma) (van der Hoek et al., 2005). Dans le cadre d'une enquête auprès de ménages participant à la culture de végétaux aquatiques dans un lac fortement contaminé par des égouts non traités, 22 % des personnes appartenant à ces ménages ont signalé des problèmes de peau. Dans une autre enquête auprès de ménages présentant des caractéristiques similaires et vivant au bord d'un lac ne recevant pas d'eaux usées, 1 % seulement des personnes signalaient des problèmes de peau. Ces problèmes de peau avaient une plus grande probabilité d'être localisés aux mains (56 %), aux pieds (36 %) et aux jambes (34 %). Leur cause n'a pas été déterminée, mais il s'agissait probablement d'un mélange d'agents (à la fois chimiques et biologiques) dans les eaux usées.

Infections parasitiques intestinales
On dispose de preuves qu'un contact direct avec des eaux usées non traitées peut conduire à la multiplication du nombre de cas d'infections par des helminthes (*Ascaris* principalement et ankylostomes) et que cet effet est plus prononcé chez les enfants que chez les

Tableau 3.11 Études des risques pour les travailleurs et les populations environnantes : prévalence et risques relatifs d'infection parasitique dans des populations exposées et non exposées à des eaux usées servant à l'irrigation

Événement sanitaire	Qualité des eaux usées	Tranche d'âge (ans)	Prévalence de l'infection (%)	Risque relatif ou odds ratio (IC à 95 %)	Groupe étudié et comparaison	Référence
i) Ascariose ii) Ankylostomiase	Non traitées	Adultes	i) 46,8 contre 13,4 ii) 69,7 contre 32,6	(i) 3.48 (2.69–4.51)***[b] (ii) 2.14 (1.84–2.48)***[b]	Travailleurs agricoles exposés à des eaux usées contre travailleurs agricoles exposés à de l'eau propre	Krishnamoorthi, Abdulapp & Anwikar (1973)[a]
i) Ascariose ii) Trichuriase	Non traitées	Écoliers	i) 33 contre 2 ii) 17 contre 2	(i) 16.5[c] (ii) 8.5[c]	Écoliers vivant dans une zone urbaine où l'on utilise des eaux usées pour l'irrigation ou dans une zone urbaine où cette irrigation ne se pratique pas	Bouhoum & Schwartzbrod (1998)
Ascariose	Non traitées	7–14	35,1 contre 19,1	1.79 (1.13–2.84)*[b]	Contact avec des eaux usées contre absence de contact avec de telles eaux	Habbari et al. (2000)
i) Infection parasitaire ii) Ankylostomiase	Non traitées, plus mesures de protection sanitaire	Adultes	i) 81,6 contre 26,2 ii) 25,1 contre 7,7	(i) 3.1[c] (ii) 3.3[c]	i) Travailleurs agricoles exposés à des eaux usées pratiquant une hygiène personnelle médiocre ou ayant une bonne hygiène personnelle ii) Travailleurs agricoles exposés à des eaux usées marchant pieds nus ou portant des chaussures	Srivastava & Pandey (1986)
Ascariose	i) Non traitées	0–4	i) 10,0 contre 0,6	(i) 18.01 (4.10–79.16)***	Travailleurs agricoles ou leurs enfants	Blumenthal et al. (2001)
	ii) Traitées (un réservoir de stockage)		ii) 11,8 contre 0,6	(ii) 21.22 (5.06–88.93)***	i) en contact direct avec des eaux usées brutes ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation (saison sèche)	
		5+	i) 7,2 contre 0,4	(i) 13.49 (6.35–28.63)***		
	<1 œuf de nématode par litre		ii) 4,6 contre 0,4	(ii) 9.42 (4.45–19.94)***	ii) en contact direct avec des eaux usées stockées dans un réservoir ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation	
	i) Non traitées	0–4		(i) 5.71 (2.44–13.36)***	Travailleurs agricoles ou leurs enfants	Cifuentes (1998)
	ii) Traitées (deux réservoirs de stockage)			(ii) 1.29 (0.49–3.39)	i) en contact direct avec des eaux usées brutes ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation (saison sèche)	
	0 œuf de nématode par litre				ii) en contact direct avec des eaux usées stockées dans deux réservoirs ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation	

Tableau 3.11 (suite)

Événement sanitaire	Qualité des eaux usées	Tranche d'âge (ans)	Prévalence de l'infection (%)	Risque relatif ou odds ratio (IC à 95 %)	Groupe étudié et comparaison	Référence
Ascariose		5+	i) 9,1 contre 0,7	(i) 13.18 (7.51–23.12)***		
			ii) 1,5 contre 0,7	(ii) 1.94 (1.01–3.71)*		
	i) Non traitées	<15	i) 50,0 contre 30,0	(i) 1.50 (0.59–3.79)	Travailleurs agricoles ou leurs enfants	Peasey (2000)
	ii) Traitées (un réservoir de stockage)		ii) 44,1 contre 30,0	(ii) 2.61 (1.10–6.15)**	i) en contact direct avec des eaux usées brutes ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation (saison sèche)	
		>15, sexe masculin	i) 39,3 contre 9,0	(i) 5.37 (1.79–16.10)**		
	<1 œuf de nématode par litre		ii) 12,5 contre 9,0	(ii) 1.56 (0.13–18.59)	ii) en contact direct avec des eaux usées stockées dans un réservoir ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation	
		>15, sexe féminin	i) 37,5 contre 15,6	(i) 4.39 (1.08–17.81)*	[Le contact direct s'effectuait à travers a) le jeu (<15 ans), b) le travail pour produire des piments rouges (hommes plus de 15 ans), c) la surveillance du bétail dans des champs irrigués par des eaux usées (femmes de plus de 15 ans)]	
			ii) 3,9 contre 15,6	(ii) 0.70 (0.06–8.33)		
Giardiose	i) Non traitées	Non spécifié	i) 12,3 contre 11,5	(i) 1.07 (0.85–1.35)[b]	i) Population générale de villages utilisant des eaux usées brutes pour l'irrigation contre population générale de villages témoins n'utilisant pas d'eaux usées	Sehgal & Mahajan (1991)
	ii) Traitées		ii) 15,5 contre 11,5	(ii) 1.35 (0.99–1.86)[b]		
					ii) Population générale de villages utilisant des eaux usées traitées pour l'irrigation contre population générale de villages témoins n'utilisant pas d'eaux usées	
	i) Non traitées	Tous âges	i) 8,1 contre 7,8	(i) 1.01 (0.84–1.36)	Travailleurs agricoles et leurs familles	Cifuentes et al. (2000b)
	ii) Traitées (deux réservoirs de stockage)		ii) 10,9 contre 7,8	(ii) 1.22 (0.94–1.58)	i) en contact direct avec des eaux usées brutes ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation	
					ii) en contact direct avec des eaux usées stockées dans deux réservoirs ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation	

Niveaux de significativité : *, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$; ***, $p < 0,001$.

[a] Décrit dans Shuval et al. (1986).

[b] Risque relatif et intervalle de confiance à 95 % calculés à partir des taux de prévalence ou d'incidence et de données démographiques.

[c] Risque relatif brut calculé à partir des données de prévalence ou d'incidence.

Tableau 3.12 Études de risques pour les travailleurs et les populations environnantes : prévalence des infections entériques notifiées et risques relatifs pour des populations exposées et non exposées à des eaux usées servant à l'irrigation

Événement sanitaire et mesure de cet événement	Qualité des eaux usées	Tranche d'âge (ans)	Prévalence ou incidence de l'infection (%)	Risque relatif ou odds ratio (intervalle de confiance à 95 %)	Groupe étudié et comparaison	Référence
i) Salmonellose	Traitées	Tous âges	i) 23,4 contre 6,3	(i) 3.7	Population de kibboutz utilisant ou non des eaux usées pour l'irrigation	Katzenelson, Buiu & Shuval (1976)
ii) Shigellose	Bassins de stabilisation		ii) 100,2 contre 45,5	(ii) 2.2		
iii) Fièvre typhoïde	3 à 7 jours de rétention		iii) 1,16 contre 0,27	(iii) 4.3		
iv) Infection hépatique (incidence pour 100 000 habitants)			iv) 8,8 contre 4,4	(iv) 2.0		
Maladies entériques (incidence pour 100 personnes-ans)	Traitées		i) 51,8 contre 27,4	(i) 1.91 (1.30–2.80)	Comparaison des taux de maladies entériques dans une population de kibboutz entre une situation où l'on utilise des eaux usées pour l'irrigation par aspersion et une situation où l'on n'utilise pas d'eaux usées pour l'irrigation, les taux de maladies témoins et d'autres facteurs étant pris en compte ; résultats pour la saison d'irrigation	Fattal et al. (1986a)
	Bassins de stabilisation		ii) 11,2 contre 6,6	(ii) 1.23 (0.46–3.25)		
	Temps de séjour de 5 à 10 jours		iii) 4,7 contre 1,8	(iii) 2.06 (0.69–6.16)		
	Coliformes totaux : 10^6 à 10^8/100 ml					

Tableau 3.12 (suite)

Événement sanitaire et mesure de cet événement	Qualité des eaux usées	Tranche d'âge (ans)	Prévalence ou incidence de l'infection (%)	Risque relatif ou odds ratio (intervalle de confiance à 95%)	Groupe étudié et comparaison	Référence
Maladies entériques (incidence pour 100 personnes-ans)	Traitées Bassins de stabilisation 5 à 10 jours de rétention Coliformes totaux : 10^4 à 10^5/100 ml	Tous âges 0–5	L 11.0 M 9.4 H 11.6 L 26.4 M 20.0 H 26.0	L 1.00[a] M 0.85 H 1.05 L 1.00 M 0.76 H 0.98	Comparaison de ces taux dans une population de kibboutz entre une situation où l'on utilise des eaux usées pour l'irrigation par aspersion entre 300 et 600 m (valeur haute = H), une autre situation où l'on utilise des eaux usées, mais sans produire d'aérosols (valeur moyenne = M) et une situation où l'on n'utilise pas d'eaux usées (valeur basse = B). [On n'a relevé aucun excès de maladies entériques chez les travailleurs en contact avec des eaux usées ou chez leurs familles par rapport aux personnes non exposées]	Shuval et al. (1989)
Maladies cliniques (incidence par travailleur-mois)	Traitées Lagunes de stockage (en hiver)	Adultes	0,54 contre 0,58	0.93[a]	Comparaison des taux de morbidité chez des travailleurs exposés à une irrigation par aspersion d'eaux usées et chez des ouvriers de la voirie (pas de différence notable constatée entre les niveaux d'exposition)	Linnemann et al. (1984)
Infections virales cliniques (% présentant un épisode infectieux pendant la saison d'irrigation)	Traitées (été 1982 : effluents d'une station d'épuration à filtre à lit bactérien : 8×10^6 coliformes fécaux/100 ml, 3,2 entérovirus/100 ml ; été 1983 : effluents d'une station d'épuration à filtre à lit bactérien et de réservoirs de stockage : 10^3–10^4 coliformes fécaux/100 ml, 0,4 entérovirus/100 ml)	Adultes et enfants <13	Été 1982 (i) 8 (ii) 8 (iii) 24 Été 1983 (i) 0 (ii) 8 (iii) 5	 p = 0,06 p > 0,05	Comparaison de donateurs fécaux soumis à i) une faible exposition aux aérosols ii) une exposition modérée aux aérosols iii) une forte exposition aux aérosols	Camann & Moore (1987)

Maladies diarrhéiques (prévalence bimensuelle)	i) Non traitées ii) Traitées (un réservoir de stockage) 10^5 coliformes fécaux/100 ml	0–4 5+	i) 19,4 contre 13,6 ii) 15,6 contre 13,6 i) 7,1 contre 5,9 ii) 8,1 contre 5,9	(i) 1.75 (1.10–2.78)** (ii) 1.13 (0.70–1.83) (i) 1.34 (1.00–1.78)* (ii) 1.50 (1.15–1.96)**	Travailleurs agricoles ou leurs enfants i) en contact direct avec des eaux usées brutes ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation (saison sèche) ii) en contact direct avec des eaux usées stockées dans un réservoir ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation	Blumenthal et al. (2001)
Maladies diarrhéiques (prévalence bimensuelle)	i) Non traitées ii) Traitées (deux réservoirs de stockage) 10^3–10^4 coliformes fécaux/100 ml	0–4 5+	i) 29,0 contre 23,0 ii) 26,8 contre 23,0 i) 11,8 contre 9,8 ii) 10,5 contre 9,8	1.33 (0.96–1.85) 1.17 (0.85–1.60) 1.10 (0.88–1.38) 1.06 (0.86–1.29)	Travailleurs agricoles ou leurs enfants i) en contact direct avec des eaux usées brutes ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation (saison des pluies) ii) en contact direct avec des eaux usées stockées dans deux réservoirs ou n'utilisant pas d'eaux usées pour l'irrigation	Cifuentes (1998)
Maladies diarrhéiques (prévalence hebdomadaire)	Traitées (deux réservoirs) 10^4 coliformes fécaux/100 ml	5–14	i) 11,0 contre 4,0 ii) 7,4 contre 3,2	(i) 3.05 (1.67–5.58)** (ii) 2.34 (1.20–4.57)*	Enfants de travailleurs agricoles i) fortement en contact avec des eaux usées ou sans contact avec de telles eaux (saison des pluies) ii) en contact avec des eaux usées ou sans contact avec de telles eaux (saison sèche)	Blumenthal et al. (2003)

Niveaux de significativité : *, $p < 0,05$, *, $p < 0,01$; ***, $p < 0,001$.

[a] Risque relatif brut, calculé à partir des données de prévalence ou d'incidence rapportées.

Tableau 3.13 Études des risques pour les travailleurs et les populations environnantes : virus et bactéries entériques – séroprévalence, séroconversion et risques relatifs parmi des populations exposées et non exposées à des eaux usées servant à l'irrigation

Événement sanitaire	Qualité des eaux usées	Tranche d'âge (ans)	Séroprévalence ou séroconversion (%)	Risque relatif ou odds ratio (IC à 95 %)	Groupe étudié et comparaison	Référence
Infection à échovirus type 4 (% séroprévalence et % séroconversion)	Traitées Bassins de stabilisation Temps de séjour de 5 à 10 jours 10^4–10^5 coliformes totaux/100 ml	i) 0–5 ii) 6–17 iii) 25+	Séroprévalence i) 83 contre 33 ii) 73 contre 37 Séroconversion iii) 63 contre 20	(i) 2.5[a]*** (ii) 2.0** (iii) 3.2**	Comparaison des taux d'infection parmi une population de kibboutz exposée à de l'eau aérosolisée provenant du kibboutz lui-même ou des villes environnantes et parmi une population de kibboutz non exposée à des eaux usées (d'autres comparaisons sont présentées dans l'article) [Présentation des données de 1980 ; après une flambée nationale d'échovirus type 4] Aucune différence significative n'a été relevée pour l'ensemble des autres entérovirus	Fattal et al. (1987)
Infection à poliovirus (i) Polio 1 (ii) Polio 2 (iii) Polio 3 (% séroprévalence)	Traitées Bassins de stabilisation Temps de séjour de 5 à 10 jours	<1–60+	i) 82 contre 86 ii) 88 contre 91 iii) 80 contre 82	(i) 0.95[a] (ii) 0.97 (iii) 0.98	Présentation des données de 1980 Comparaison des taux d'infection parmi une population d'un kibboutz exposée à de l'eau aérosolisée provenant du kibboutz lui-même ou des villes environnantes et parmi une population de kibboutz non exposée à des eaux usées	Margalith, Morag & Fattal (1990)
Légionellose (% séroprévalence)	Traitées Bassins de stabilisation Temps de séjour de 5 à 7 jours 10^6–10^7 coliformes totaux/100 ml	18+	4,3 contre 1,4	3.14 (0.89–11.85)[b]	Travailleurs agricoles en contact avec des eaux usées contre travailleurs dont l'environnement de travail n'est pas irrigué	Fattal et al. (1985)

Infection par des virus entériques (séroconversion, densités d'incidence)	Traitées Effluents de filtre à lit bactérien : 10^6 coliformes fécaux (1982) Effluents de réservoir : 10^3–10^4 coliformes fécaux/100 ml (1983)	Tous âges	i) 5,37 contre 2,55 ii) 8,34 contre 1,32 iii) 8,34 contre 5,46 iv) 8,34 contre 4,68	2.10 (1.56–2.03)[b]*** 6.31 (2.52–15.76)*** 1.56 (0.86–2.84) 1.78 (1.03–3.09)*	i) Irrigation contre situation de référence ii) Forte exposition : irrigation contre situation de référence iii) Irrigation : forte exposition à des aérosols (indice >5)contre faible exposition à des aérosols (indice <1) iv) Irrigation : forte exposition à des aérosols contre exposition intermédiaire à des aérosols (1≤ indice ≤5)	Camann et al. (1986a)
Infection à rotavirus (% séroconversion)	Traitées : installation d'épuration à filtre à lit bactérien, puis réservoirs de stockage	Tous âges	i) 1,99 contre 5,34 ii) 1,54 contre 2,50	(i) 0.37 (0.23–0.62)[b]*** (ii) 1.63 (0.70–3.78)[b]	i) 20 mois après le début de l'irrigation par pulvérisation contre 20 mois avant cette irrigation ii) Au bout de 10 mois d'irrigation par pulvérisation avec des effluents de réservoir contre 10 mois d'irrigation par pulvérisation avec les effluents d'une station d'épuration à filtre à lit bactérien	Ward et al. (1989)
Entérovirus : infection à virus Coxsackie B5 (% séroprévalence)	Traitées : lagunes de stockage (pendant l'automne et l'hiver)	Adultes	100 contre 52	1.93 (1.36–2.75)[b]*	Comparaison entre la séropositivité des travailleurs exposés à une irrigation par pulvérisation et celle de personnes chargées de nettoyer les buses de pulvérisation Pour l'ensemble des autres entérovirus, aucune différence significative n'a été relevée	Linnemann et al. (1984)
Virus de type Norwalk : infection mexicaine (% de séropositivité)	Traitées 10^4 coliformes fécaux/100 ml	>15	33,3 contre 11,4	4.21 (1.62–10.96)**	Travailleurs agricoles fortement en contact avec des eaux usées contre travailleurs agricoles sans contact avec de telles eaux	Blumenthal et al. (2003)
Salmonellose (prévalence)	Non traitées	<15	39,3 contre 24,6	1.60**	Enfants d'agriculteurs contre enfants dont les parents ne travaillent pas dans l'agriculture	Ait Melloul & Hassani (1999)

Niveaux de significativité : *, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$; ***, $p < 0,001$.

[a] Risque relatif brut calculé à partir des données de séroprévalence ou de séroconversion rapportées.

[b] Risque relatif brut et intervalle de confiance à 95%, calculés à partir des données de séroprévalence ou de séroconversion.

travailleurs agricoles adultes. Lorsqu'on recourt à une irrigation par submersion ou par rigoles d'infiltration avec les eaux usées, l'effet d'un contact direct avec les eaux usées non traitées sur le risque d'infection par *Ascaris* varie, selon la zone et la prévalence initiale de l'infection, entre 9 et 30 % en termes de risque attribuable chez l'enfant (Bouhoum & Schwartzbrod, 1998 ; Habbari et al., 2000 ; Peasey, 2000 ; Blumenthal et al., 2001) et entre 7 et 33 % chez l'adulte (Krishnamoorthi, Abdulappa & Anwikar, 1973 ; Cifuentes, 1998 ; Peasey, 2000 ; Blumenthal et al., 2001). En ce qui concerne les ankylostomiases, les effets de l'exposition à des eaux usées non traitées chez les travailleurs agricoles varient en termes de risque attribuable de 37 % chez l'enfant (Krishnamoorthi, Abdulappa & Anwikar, 1973) à 14 % (Ensink et al., 2005) chez l'adulte.

Il existe certains éléments provenant d'études analytiques qui attestent que l'on peut réduire la fréquence des infections par des *Ascaris* en traitant partiellement les eaux usées avant utilisation, l'effet obtenu dépendant toutefois de l'ampleur du traitement. Dans des études menées au Mexique, où les eaux usées étaient retenues pendant au moins un mois dans un réservoir unique au cours de l'année précédant l'étude (ce qui permettait d'obtenir une réduction logarithmique des œufs de nématodes de 2, jusqu'à atteindre <1 œuf de nématode par litre), on ne relevait pas de risque accru d'infection à *Ascaris* chez les adultes, en association avec l'exposition aux eaux usées d'irrigation (Peasey, 2000) ; mais chez les enfants, en revanche, on constatait un accroissement significatif du risque attribuable de 14 % (Peasey, 2000 ; Blumenthal et al., 2001). La rétention de l'eau dans les deux réservoirs en série pendant un à deux mois pour chaque réservoir (permettant d'atteindre une réduction logarithmique des œufs de nématodes de 2 à 3) a conduit à l'absence d'excès de risque détectable concernant les infections par *Ascaris* chez l'enfant (Cifuentes, 1998).

On dispose de très peu de données sur les effets de contacts avec des eaux usées utilisées en agriculture sur la transmission des infections à protozoaires. Des études menées en Inde (Sehgal & Mahajan, 1991) et au Mexique (Cifuentes et al., 2000b) ont fourni des résultats similaires ; à savoir l'absence de risque notable d'infection à *Giardia intestinalis* associé au contact avec des eaux usées traitées ou non traitées, servant à l'irrigation. Cependant, une étude réalisée au Pakistan a estimé que le risque d'infection par *Giardia* était multiplié par trois lorsque les agriculteurs utilisaient des eaux usées brutes au lieu d'eau d'irrigation courante (et non pas des eaux usées) pour irriguer (J. H. J. Ensink, W. van der Hoek & F. P. Amerasinghe, données non publiées, 2005). Le risque attribuable était de 28 %.

Maladies diarrhéiques notifiées

Des études analytiques menées au Mexique sur l'effet d'un contact direct avec des eaux usées indiquent qu'il existe des risques de maladie diarrhéique associés au contact avec des eaux usées non traitées, notamment pendant la saison sèche (risque relatif : 1,75), et que ces risques diminuent lorsqu'on stocke les eaux usées dans des réservoirs avant usage (Cifuentes, 1998 ; Blumenthal et al., 2001).

Lorsque les eaux usées ne sont que partiellement traitées dans un seul réservoir (10^5 coliformes thermotolérants pour 100 ml) (Blumenthal et al., 2001), il existe encore un excès de risque de maladie diarrhéique pendant la saison sèche pour les enfants de plus de cinq ans (risque relatif : 1,5). Lorsque les eaux usées sont traitées dans deux réservoirs en série (10^3 à 10^4 coliformes thermotolérants pour 100 ml), on ne détecte aucun excès de risque de maladie diarrhéique pendant la saison des pluies (Cifuentes, 1998), sauf en cas de contact très important (Blumenthal et al., 2003), mais on relève un risque accru chez l'enfant d'âge scolaire pendant la saison sèche (risque relatif : 2,3).

Études sérologiques

Dans le cadre d'une étude menée au Mexique (Blumenthal et al., 2003), on a relevé chez des travailleurs agricoles ayant eu un contact direct important avec des eaux usées stockées dans un réservoir unique (qualité : 10^4 coliformes thermotolérants pour 100 ml) une augmentation d'un facteur quatre de la réponse sérologique au norovirus (souche mexicaine), après prise en compte des facteurs de confusion.

3.2.3 Risques pour les communautés locales découlant de l'irrigation par aspersion

Le Tableau 3.12 récapitule les études examinées à propos des risques de maladie entérique notifiée pour les travailleurs agricoles et les populations environnantes, et le Tableau 3.13 résume les études sérologiques examinées à propos des risques d'infection par des virus ou des bactéries entériques pour ces travailleurs et ces populations.

Infections entériques notifiées

Plusieurs études réalisées en Israël ont étudié les effets d'une exposition de la population générale à des aérosols d'eaux usées provenant de l'irrigation par aspersion avec des eaux usées partiellement traitées provenant de bassins de stabilisation (temps de séjour brefs). L'étude la plus récente, à savoir une étude prospective de cohortes (Shuval et al., 1989), a constaté que les épisodes de maladie entérique étaient similaires dans le kibboutz le plus exposé aux aérosols d'eaux usées traitées provenant de bassins de stabilisation (10^4 à 10^5 coliformes totaux pour 100 ml ; irrigation par aspersion dans un rayon de 300 à 600 m des zones résidentielles) et dans les kibboutz non exposés à des eaux usées, sous quelque forme que ce soit. Ces résultats remplacent ceux de la première et de la deuxième étude (Katzenelson, Buiu & Shuval, 1976 et Fattal et al., 1986), qui signalaient des risques élevés de maladie entérique en relation avec l'exposition à des eaux usées (10^6 à 10^8 coliformes totaux pour 100 ml), mais présentaient des défauts méthodologiques.

Dans le cadre de l'utilisation pour l'irrigation des effluents d'une installation d'épuration à filtre à lit bactérien (10^6 coliformes thermotolérants pour 100 ml, 100 à 1000 entérovirus pour 100 ml) à Lubbock aux États-Unis d'Amérique, on relevait une association à la limite de la significativité entre une forte exposition aux aérosols et certaines maladies virales ($p = 0{,}06$), mais cette association disparaissait après prise en compte des facteurs de confusion (Camann & Moore, 1987). L'exposition à des eaux usées de meilleure qualité provenant de réservoirs de stockage (10^3–10^4 coliformes thermotolérants/100 ml) n'a fait apparaître aucun effet significatif sur les maladies virales (Moore et al., 1988). Une autre étude réalisée dans le même pays (Linnemann et al., 1984) et portant sur l'utilisation d'effluents de lagunes de stockage (dans lesquelles le stockage durait six mois) a donné des résultats similaires.

Études sérologiques d'infections virales et bactériennes

Des études sérologiques menées dans des kibboutz israéliens (Fattal et al., 1985, 1987 ; Margalith, Morag & Fattal, 1990) ne constataient aucun excès de risque d'infection virale en relation avec l'exposition à des aérosols d'eaux usées produits par l'irrigation par aspersion à partir de bassins de stabilisation où le temps de séjour était de 5 à 10 jours (qualité de l'eau : 10^6 à 10^8 coliformes totaux/100 ml). Ces études ne relevaient pas non plus d'augmentation significative des taux d'anticorps dirigés contre les échovirus de types 7 et 9, les virus Coxsackie de types A9, B1, B3 et B4 et le virus de l'hépatite A (Fattal et al., 1987) ou contre les poliovirus de types 1, 2 et 3 (Margalith, Morag & Fattal, 1990). Elles constataient cependant une élévation significative des taux d'anticorps contre l'échovirus de type 4 (sans observer d'incidence supplémentaire de la maladie associée)

dans un kibboutz exposé à des aérosols d'eaux usées partiellement traitées provenant de villes environnantes (Fattal et al., 1987). Cette observation a pu être attribuée à une épidémie importante d'échovirus 4, survenue à cette époque en Israël.

L'étude de surveillance des infections menée à Lubbock (Camann et al., 1986a) a mis en évidence une association significative entre l'irrigation par des eaux usées et de nouvelles infections virales en comparant les incidences de la séroconversion pour les virus Coxsackie B et les échovirus avant et après le début de l'irrigation (Camann et al., 1986a, 1986b), en particulier chez les personnes fortement exposées aux aérosols.

Des épisodes infectieux (n = 5), significativement associés à une exposition aux aérosols, se produisaient principalement lors de l'utilisation pour l'irrigation d'effluents issus d'une installation à filtre à lit bactérien (qualité de l'eau : 10^6 coliformes thermotolérants pour 100 ml, 100–1000 entérovirus pour 100 ml), mais pas lors de l'utilisation d'effluents provenant de réservoirs de stockage (qualité de l'eau : 10^3–10^4 coliformes thermotolérants pour 100 ml, <10 entérovirus pour 100 ml). Après prise en compte des facteurs de confusion potentiels, on ne relevait cependant une association significative entre exposition et infection ($p < 0,05$) que pour deux des cinq épisodes infectieux rapportés (Camann et al., 1986b), lorsque les agents infectieux étaient le poliovirus 1 et le virus Coxsackie B (premier épisode) ou des échovirus (deuxième épisode).

Dans le cadre d'une étude antérieure (Linnemann et al., 1984), on n'a constaté aucune différence significative dans les réponses sérologiques aux infections chez les travailleurs pratiquant l'irrigation par aspersion avec des effluents provenant de lagunes de stockage, sauf dans le cas des individus affectés au nettoyage des buses (et souvent trempés par des eaux usées), qui présentaient une séroprévalence élevée du virus Coxsackie B5.

3.2.4 Résultats globaux pour les familles d'agriculteurs et les communautés locales

Il existe des éléments laissant à penser qu'un contact direct avec des eaux usées non traitées, par le biais d'une irrigation par submersion ou par rigoles d'infiltration, peut entraîner une augmentation de la fréquence des helminthiases (principalement les infections à *Ascaris*) et que cet effet est plus prononcé chez les enfants que chez les adultes. Certaines données indiquent qu'il est possible de réduire ces infections à *Ascaris* liées au contact direct avec des eaux usées en utilisant des eaux usées partiellement traitées avant usage et que la réduction obtenue dépendrait du degré du traitement. Dans les cas où des enfants de moins de 15 ans sont exposés, il peut être nécessaire de poursuivre le traitement jusqu'à obtenir moins d'un œuf par litre, en combinant éventuellement cette disposition à d'autres mesures, destinées à restreindre le contact entre les enfants et les eaux usées dans le cadre des jeux et du travail.

Les études menées sur les maladies diarrhéiques liées à un contact direct avec des eaux usées laissent à penser :

- qu'il existe un risque accru de maladie diarrhéique, notamment pour les jeunes enfants et pendant la saison sèche, en cas d'exposition à des eaux usées non traitées ;
- qu'un traitement partiel des eaux usées (jusqu'à 10^5 coliformes thermotolérants pour 100 ml) permettrait de réduire cet effet chez les adultes, mais pas chez les enfants ;
- qu'il pourrait être nécessaire de poursuivre le traitement jusqu'à atteindre moins de 10^4 coliformes thermotolérants pour 100 ml dans les situations où des enfants sont fortement en contact avec les eaux usées ou, en cas d'impossibilité de réaliser cet objectif, d'introduire des mesures efficaces pour réduire ce contact.

Les études de meilleure qualité réalisées sur l'irrigation par aspersion avec des eaux usées traitées indiquent qu'il peut exister un risque accru d'infection lorsque la teneur en coliformes thermotolérants des eaux usées atteint 10^6 pour 100 ml, mais qu'il n'y a pas d'augmentation du risque infectieux lorsque ces eaux contiennent au plus 10^4–10^5 coliformes thermotolérants pour 100 ml.

3.3 Analyse quantitative du risque microbien

Depuis la publication en 1989 de la deuxième édition de ces Directives, le développement de l'analyse quantitative du risque microbien (QMRA) a permis une analyse de plus en plus poussée des risques sanitaires associés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Les données générées par ces évaluations complètent utilement celles fournies par les études épidémiologiques. La QMRA peut estimer les risques résultant de diverses expositions et/ou associés à différents agents pathogènes, qui seraient difficiles à mesurer par des investigations épidémiologiques en raison du coût élevé de celles-ci et de la nécessité d'étudier de vastes populations. Cette technique a été appliquée aux risques liés aux bactéries, aux protozoaires et aux virus, mais peu de QMRA ont été réalisées sur la transmission des helminthiases résultant des activités utilisant des eaux usées ou des excreta.

Asano et al. (1992) ont estimé le risque d'infection par trois virus entériques (poliovirus 1 et 3 et échovirus 12) lié à l'utilisation d'effluents tertiaires chlorés et à celle d'effluents secondaires non chlorés, ayant subi un traitement tertiaire. Ils ont utilisé pour ce faire quatre scénarios d'exposition aux eaux usées : i) irrigation de produits maraîchers ; ii) irrigation de terrains de golf ; iii) usage récréatif de l'eau ; et iv) recharge des aquifères. Le modèle β-Poisson a été employé comme modèle dose-réponse (Haas, 1983) (voir Encadré 3.1). Asano et al. (1992) ont eu recours à des estimations de la quantité d'eau ingérée dans le cadre des différents scénarios – par exemple 1 ml par jour pendant deux jours par semaine sur l'ensemble de l'année pour les golfeurs manipulant et nettoyant des balles de golf, et 10 ml par jour pour les consommateurs de cultures alimentaires. Ces auteurs ont tenu compte de la réduction virale dans l'environnement – par exemple celle résultant de l'interruption de l'irrigation des cultures deux semaines avant la récolte.

Le risque d'infection lié à la consommation de produits maraîchers irrigués a été chiffré à 10^{-6}–10^{-9} par personne et par an lorsque les effluents contenaient une unité virale pour 100 litres et à 10^{-4}–10^{-7} par personne et par an lorsque ces effluents renfermaient 111 unités virales pour 100 litres. Ce risque a été estimé à 10^{-11}–10^{-14} par personne et par an et respectivement à 10^{-9}–10^{-11} par personne et par an pour des effluents secondaires non chlorés contenant respectivement 500 unités virales pour 100 litres et 73 400 unités virales pour 100 litres, ayant subi un traitement tertiaire (réduction des unités virales de 5 unités logarithmiques). Ainsi, pour l'ensemble des effluents tertiaires étudiés, le risque d'infection était inférieur au risque infectieux de 10^{-4} par personne et par an, considéré comme acceptable aux États-Unis d'Amérique (Rose & Gerba, 1991), et parfois de plusieurs ordres de grandeur.

Même lorsque l'on étudiait des effluents secondaires non chlorés à l'aide de données d'élimination virale provenant d'installations de traitement des eaux usées californiennes (États-Unis d'Amérique), la QMRA faisait apparaître que, pour l'irrigation des cultures et la recharge des eaux souterraines, le risque d'infection virale était inférieur à 10^{-4} par personne et par an (Tanaka et al., 1998). Cette étude a utilisé le même modèle dose-réponse qu'Asano et al. (1992), mais a fait appel à des fonctions de distribution cumulatives pour les concentrations de virus (au lieu d'estimations ponctuelles) et à des

Encadré 3.1 QMRA : Modèles dose-réponse

On a utilisé comme modèle dose-réponse un modèle β-Poisson pour les infections à rotavirus et à *Campylobacter* et un modèle exponentiel pour les infections à *Cryptosporidium* (Haas et al., 1999). Les modèles sont régis par les équations suivantes :

a) Modèle dose-réponse β-Poisson (pour *Campylobacter* et les rotavirus) :

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

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

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

c) Risque annuel d'infection

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

où $P_I(d)$ est le risque d'infection pour un individu exposé (par ingestion dans ce cas) à une dose pathogène unique d ; $P_{I(A)}(d)$ est le risque annuel d'infection pour un individu résultant de n expositions par an, à la dose pathogène unique d ; DI_{50} est la dose infectieuse médiane et α et r sont les constantes d'infectiosité de l'agent pathogène. Pour les rotavirus, $DI_{50} = 6{,}17$ et $\alpha = 0{,}253$; pour *Campylobacter*, $DI_{50} = 896$ et $\alpha = 0{,}145$; et pour *Cryptosporidium*, $r = 0{,}0042$ (Haas et al., 1999). $P_{I(A)}(d)$ peut aussi être interprété comme le risque sur une période plus courte (ou plus longue) – par exemple, le risque m-mensuel, avec n désignant dans ce cas le nombre d'expositions pendant m mois.

La valeur de $P_{I(A)}(d)$ est comprise entre 0 et 1. Si $P_{I(A)}(d) = 1$, l'infection est certaine. Néanmoins, la QMRA ne peut déterminer si un individu est infecté plus d'une fois par an. Une telle information ne peut être fournie que par les études épidémiologiques.

simulations de Monte Carlo utilisant 500 essais-erreurs. Le risque d'infection annuel pour les consommateurs de produits de culture irrigués (consommation journalière) a été calculé pour trois types de traitement et plusieurs installations de traitement. Les risques estimés sont les suivants : 10^{-3}–10^{-5} par personne et par an pour les effluents secondaires non chlorés ; 10^{-7}–10^{-9} par personne et par an pour les effluents secondaires ayant subi une chloration directe (réduction de 3,9 unités logarithmiques) ; et 10^{-8}–10^{-10} pour les effluents ayant subi un traitement complet (réduction de 5,2 unités logarithmiques). Pour les terrains de golf, le risque annuel était de 10^{-4}–10^{-6} par personne et par an lorsqu'on utilisait des effluents secondaires chlorés (réduction de 3,9 unités logarithmiques), mais il atteignait 10^{-1}–10^{-2} par personne et par an lorsque ces effluents n'étaient pas chlorés. Le risque était estimé à une valeur plus importante dans le cas de la natation dans une retenue d'eau à usage récréatif remplie d'eau usées traitées.

Ces études laissent à penser que i) l'utilisation d'eaux usées pour irriguer des cultures peut ne pas être aussi « risquée » que leur usage pour irriguer des terrains de golf ou pour constituer les retenues d'eau à usage récréatif, du fait principalement de la réduction virale dans l'environnement entre l'application et l'exposition ; et ii) que l'on pourrait utiliser des effluents secondaires, notamment lorsqu'ils sont chlorés, tout en présentant un niveau de risque acceptable pour les consommateurs des cultures.

Shuval, Lampert & Fattal (1997) ont fait appel à la QMRA pour réaliser une analyse comparative des risques entre les recommandations USEPA & USAID (1992) et la deuxième édition des Directives OMS (OMS, 1989). Ils ont employé le modèle d'évaluation des risques mis au point pour étudier les micro-organismes dans l'eau de boisson (Haas et al., 1993), en association avec des données de laboratoire sur le degré de contamination virale de légumes irrigués avec des eaux usées de qualités diverses. Ils ont comparé les estimations du risque de maladie associé à la consommation de laitues (100 g par personne un jour sur deux) irriguées avec des eaux usées non traitées et avec des eaux usées traitées contenant 10^3 coliformes thermotolérants pour 100 ml. Le risque de cas clinique d'hépatite A résultant de la consommation de laitues irriguées avec des eaux usées non traitées était de 10^{-2}–10^{-4} par personne et par an. Néanmoins, lorsque les laitues étaient irriguées avec des eaux usées traitées renfermant 10^3 coliformes thermotolérants pour 100 ml, ce risque chutait à 10^{-6}-10^{-8} par personne et par an, et le risque correspondant de maladie à rotavirus était de 10^{-5}–10^{-6} par personne et par an. Fattal, Lampert & Shuval (2004) ont confirmé ces résultats par une analyse plus détaillée : ils ont trouvé un risque d'hépatite A de $4{,}4 \times 10^{-2}$ par personne et par an lorsque les laitues étaient irriguées avec des eaux usées non traitées, lequel risque était de $4{,}7 \times 10^{-6}$ par personne et par an lorsque les eaux usées servant à l'irrigation des laitues étaient traitées jusqu'à obtenir 10^3 coliformes fécaux pour 100 ml. Les risques de maladie à rotavirus correspondants étaient respectivement de 10^{-1} et 10^{-5} par personne et par an.

Plus récemment, ces études d'avant-garde menées par Shuval et al. ont été poursuivies par D. D. Mara et al. (données non publiées, 2005), afin d'étoffer davantage la base factuelle servant à l'évaluation des risques infectieux. Ces travaux ont étudié l'exposition par contact direct avec des eaux usées (par le biais d'une irrigation restreinte), ainsi que l'exposition due à la consommation de produits de culture (par le biais d'une irrigation sans restriction). Ils ont utilisé une combinaison de techniques QMRA standard (Haas et al., 1999) et des simulations de Monte Carlo à 10 000 essais-erreurs (Sleigh & Mara, 2003). Les estimations du risque ont été obtenues à l'aide d'un modèle dose-réponse β-Poisson pour les infections bactériennes et virales et d'un modèle dose-réponse exponentiel pour les infections à protozoaires.

Le scénario d'exposition type utilisé pour l'irrigation restreinte était l'ingestion involontaire de particules de sol par les personnes travaillant ou par les enfants jouant dans des champs irrigués par des eaux usées. La quantité de sol ingérée ainsi involontairement allait jusqu'à 100 mg par personne et par jour d'exposition environ (Haas et al., 1999 ; OMS, 2001b). Deux « sous-scénarios » ont également été pris en compte :

- agriculture fortement mécanisée ;
- agriculture à forte intensité de main-d'œuvre.

Le premier scénario représente l'exposition dans les pays industrialisés où les travailleurs agricoles habituellement labourent, sèment et récoltent avec des tracteurs et des équipements associés et portent habituellement des gants lorsqu'ils travaillent dans des champs irrigués par des eaux usées. Le deuxième scénario est représentatif des pratiques agricoles dans les pays en développement, c'est-à-dire de situations où l'on n'utilise pas (ou pas souvent) de tracteur et où le port des gants n'est pas courant.

Deux scénarios d'exposition ont été utilisés dans le cas de l'irrigation sans restriction :

- une version développée du scénario d'exposition consistant en la consommation de laitues irriguées par des eaux usées employé par Shuval, Lampert & Fattal (1997) ;
- la consommation à l'état cru d'oignons irrigués avec des eaux usées, d'après l'étude épidémiologique détaillée réalisée au Mexique par Blumenthal et al. (2003) (partie 3.2.1).

Ces deux scénarios ont été choisis car ils couvrent à la fois la consommation à l'état cru de cultures racines et d'autres types de cultures. Le scénario portant sur la consommation d'oignons permet une comparaison entre les incidences de maladies déterminées par des moyens épidémiologiques et les risques infectieux estimés par QMRA.

Pour l'irrigation restreinte, D. D. Mara et al. (données non publiées, 2005) ont estimé les risques médians par personne et par an pour les infections à rotavirus, à *Campylobacter* et à *Cryptosporidium*, résultant de l'ingestion de 1 à 10 mg de sol contaminé par des eaux usées par personne et par jour pendant 100 jours par an pour l'agriculture fortement mécanisée et de l'ingestion de 10 à 100 mg du même type de sol par personne et par jour pendant 300 jours par an pour l'agriculture à forte intensité de main-d'œuvre. On a choisi de représenter l'activité d'un travailleur sans terre travaillant deux jours par semaine pour chacun de ses trois employeurs par une exposition pendant 300 jours par an, cette exposition correspondant au scénario « le plus défavorable », dans la mesure où l'irrigation ne dure généralement pas toute l'année, sauf dans certaines situations (zones désertiques côtières de l'Amérique du Sud, par exemple). Les risques ont été estimés pour sept intervalles d'une unité logarithmique (10–100 à 10^7–10^8) du nombre d'*E. coli* pour 100 ml d'eaux usées. On a choisi ces intervalles logarithmiques pour estimer les risques associés à différents degrés de traitement des eaux usées jusqu'à un traitement très poussé (par exemple tel que celui pratiqué par l'État de Californie, États-Unis d'Amérique : ≤23 coliformes totaux pour 100 ml pour l'irrigation restreinte ; État de Californie, 2001), en autorisant le dépassement de toute valeur par un facteur allant jusqu'à un ordre de grandeur.

Les risques infectieux estimés pour l'agriculture fortement mécanisée, présentés dans le Tableau 3.14, sont proches de 10^{-3} par personne et par an pour les infections à rotavirus

Tableau 3.14 Irrigation restreinte : agriculture fortement mécanisée – risques d'infection médians liés à l'ingestion de sol contaminé par des eaux usées, estimés par une simulation de Monte Carlo utilisant 10 000 essais-erreurs[a]

Qualité du sol (*E. coli* pour 100 g)	Risque d'infection médian (par personne et par an)		
	Rotavirus	*Campylobacter*	*Cryptosporidium*
10^7–10^8	0.50	2.1×10^{-2}	4.7×10^{-4}
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}	$\leq 1 \times 10^{-8}$
10–100	6.9×10^{-7}	2.2×10^{-8}	–

[a] 1–10 mg de sol ingérés par personne et par jour pendant 100 jours par an ; 0,1–1 rotavirus et *Campylobacter* et 0,01–0,1 oocyste de *Cryptosporidium* pour 10^5 *E. coli* ; $DI_{50} = 6,17 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,253 \pm 25\%$ pour les rotavirus ; $DI_{50} = 896 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,145 \pm 25\%$ pour *Campylobacter* et $r = 0,0042 \pm 25\%$ pour *Cryptosporidium*.

lorsque l'eau fournit approximativement 10^5 *E. coli* pour 100 g de sol. Pour l'agriculture à forte intensité de main-d'œuvre représentée par une exposition de 300 jours par an (Tableau 3.15), les risques infectieux estimés sont voisins de 10^{-3} par personne et par an lorsque l'eau fournit 10^3–10^4 *E. coli* pour 100 g de sol. Dans les deux scénarios, les risques d'infection à *Campylobacter* ou à *Cryptosporidium* sont bien inférieurs à 10^{-3} par personne et par an. Le Tableau 3.15 montre également que les risques d'infection liés à l'utilisation d'eaux usées non traitées (10^7 à 10^8 *E. coli* pour 100 g) sont substantiels : 0,99 par personne et par an pour les rotavirus et 0,50 par personne et par an pour *Campylobacter*. Lorsque la durée de l'exposition était de 150 jours par an (Tableau 3.16), les risques étaient diminués par deux.

Dans le cadre de l'irrigation sans restriction, D. D. Mara et al. (données non publiées, 2005) ont estimé les risques médians par personne et par an d'infection à rotavirus, à

Tableau 3.15 Irrigation restreinte : agriculture à forte intensité de main-d'œuvre entraînant une durée d'exposition 300 jours par an – risques d'infection médians liés à l'ingestion de sol contaminé par des eaux usées, estimés par une simulation de Monte Carlo utilisant 10 000 essais-erreurs[a]

Qualité du sol (*E. coli* pour 100 g)	Risque d'infection médian (par personne et par an)		
	Rotavirus	*Campylobacter*	*Cryptosporidium*
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}
10–100	2.0×10^{-5}	5.6×10^{-7}	1.4×10^{-8}

[a] 10–100 mg de sol ingérés par personne et par jour pendant 300 jours par an ; 0,1–1 rotavirus et *Campylobacter* et 0,01–0,1 oocyste de *Cryptosporidium* pour 10^5 *E. coli* ; $DI_{50} = 6{,}17 \pm 25\,\%$ et $\alpha = 0{,}253 \pm 25\,\%$ pour les rotavirus ; $DI_{50} = 896 \pm 25\,\%$ et $\alpha = 0{,}145 \pm 25\,\%$ pour *Campylobacter* et $r = 0{,}0042 \pm 25\,\%$ pour *Cryptosporidium*.

Tableau 3.16 Irrigation restreinte : agriculture à forte intensité de main-d'œuvre entraînant une exposition 150 jours par an – risques d'infection médians liés à l'ingestion de sol contaminé par des eaux usées, estimés par une simulation de Monte Carlo utilisant 10 000 essais-erreurs[a]

Qualité du sol (*E. coli* pour 100 g)	Risque d'infection médian (par personne et par an)		
	Rotavirus	*Campylobacter*	*Cryptosporidium*
10^7–10^8	0.99	0.29	6.6×10^{-3}
10^6–10^7	0.65	3.1×10^{-2}	6.8×10^{-4}
10^5–10^6	9.9×10^{-2}	3.2×10^{-3}	7.2×10^{-5}
10^4–10^5	9.6×10^{-3}	3.5×10^{-4}	6.8×10^{-6}
10^3–10^4	9.6×10^{-4}	2.9×10^{-5}	7.0×10^{-7}
100–1000	1.1×10^{-4}	3.0×10^{-6}	7.0×10^{-8}
10–100	1.0×10^{-5}	2.9×10^{-7}	7.0×10^{-9}

[a] 10–100 mg de sol ingérés par personne et par jour pendant 150 jours par an ; 0,1–1 rotavirus et *Campylobacter* et 0,01–0,1 oocyste de *Cryptosporidium* pour 10^5 *E. coli* ; $DI_{50} = 6{,}17 \pm 25\,\%$ et $\alpha = 0{,}253 \pm 25\,\%$ pour les rotavirus ; $DI_{50} = 896 \pm 25\,\%$ et $\alpha = 0{,}145 \pm 25\,\%$ pour *Campylobacter* et $r = 0{,}0042 \pm 25\,\%$ pour *Cryptosporidium*.

Campylobacter et à *Cryptosporidium*, résultant de la consommation de 100 g de laitues irriguées par des eaux usées un jour sur deux. Les paramètres utilisés dans les modèles ont été modifiés légèrement par rapport à ceux employés par Shuval, Lampert & Fattal (1997) – par exemple en augmentant le dépérissement d'un ordre de grandeur, soit de 10^{-3} à 10^{-2}, et en autorisant une variation de ± 25 % autour des valeurs de « constantes d'infectivité » du modèle β-Poisson (DI_{50} et α), mentionnées dans l'Encadré 3.1. Les risques ont été estimés pour huit intervalles monologarithmiques (1–10 à 10^7–10^8) de nombres d'*E. coli* pour 100 ml d'eaux usées. Le Tableau 3.17 fournit des estimations du risque infectieux de 10^{-3} par personne et par an pour les rotavirus et de 10^{-5} par personne et par an pour *Campylobacter* et *Cryptosporidium* concernant des eaux usées qui renferment 10^3–10^4 *E. coli* pour 100 ml (Tableau 3.17).

D. D. Mara et al. (données non publiées, 2005) ont estimé les risques médians par personne et par an d'infection à rotavirus, à *Campylobacter* et à *Cryptosporidium* résultant de la consommation de 100 g d'oignons crus par personne et par semaine, pendant cinq mois ; ces taux de consommation reposant sur ceux observés pendant la saison sèche dans la vallée du Mezquital au Mexique, où Blumenthal et al. (2003) ont étudié la prévalence hebdomadaire des maladies diarrhéiques symptomatiques. On a fait prendre aux paramètres utilisés dans ces modèles plusieurs plages de valeurs pour refléter les conditions de terrain et tenir compte a) du plus grand nombre de micro-organismes qu'on s'attend à trouver à la surface des oignons par comparaison avec les laitues (Geldreich & Bordner [1971] ont constaté que des cultures racines irriguées avec des eaux usées contenant $5{,}8 \times 10^4$ coliformes fécaux pour 100 ml présentaient des numérations de bactéries fécales supérieures d'un ordre de grandeur à celles présentes sur les légumes à feuilles) ; b) du dépérissement plus lent des organismes fécaux dans le sol que sur les surfaces exposées des cultures (Strauss, 1985) ; et c) du volume d'eaux usées restant sur les cultures, plus faible dans le cas des oignons que dans celui des laitues.

La valeur du risque d'infection à rotavirus obtenue par simulation de 0,39 par personne et pour cinq mois dans le cas où les eaux usées contiennent 10^3–10^5 *E. coli* pour

Tableau 3.17 Irrigation sans restriction : risques d'infection médians liés à la consommation de laitues irriguées par des eaux usées, estimés par une simulation de Monte Carlo utilisant 10 000 essais-erreurs[a]

Qualité des eaux usées (*E. coli* pour 100 ml)	Risque d'infection médian (par personne et par an)		
	Rotavirus	*Campylobacter*	*Cryptosporidium*
10^7–10^8	0.99	0.28	0.50
10^6–10^7	0.65	6.3×10^{-2}	6.3×10^{-2}
10^5–10^6	9.7×10^{-2}	2.4×10^{-3}	6.3×10^{-3}
10^4–10^5	9.6×10^{-3}	2.6×10^{-4}	6.8×10^{-4}
10^3–10^4	1.0×10^{-3}	2.6×10^{-5}	3.1×10^{-5}
100–1000	8.6×10^{-5}	3.1×10^{-6}	6.4×10^{-6}
10–100	8.0×10^{-6}	3.1×10^{-7}	6.7×10^{-7}
1–10	1.0×10^{-6}	3.0×10^{-8}	7.0×10^{-8}

[a] 100 g de laitue par personne et pour deux jours ; 10–15 ml d'eaux usées restant sur 100 g de laitue après irrigation ; 0,1–1 rotavirus et *Campylobacter* et 0,01–0,1 oocyste de *Cryptosporidium* pour 10^5 *E. coli* ; dépérissement des rotavirus et de *Campylobacter* d'un facteur 10^{-2}-10^{-3} et dépérissement des oocystes de *Cryptosporidium* de 0–0,1 entre la récolte et la consommation ; DI_{50} = 6,17 ± 25 % et α = 0,253 ± 25 % pour les rotavirus ; DI_{50} = 896 ± 25 % et α = 0,145 ± 25 % pour *Campylobacter* et *r* = 0,0042 ± 25 % pour *Cryptosporidium*.

Tableau 3.18 Irrigation sans restriction : risques d'infection médians liés à la consommation d'oignons irrigués par des eaux usées, estimés par une simulation de Monte Carlo utilisant 10 000 essais-erreurs[a]

Qualité des eaux usées (*E. coli* pour 100 ml)	Risque d'infection médian (par personne et par an)		
	Rotavirus	*Campylobacter*	*Cryptosporidium*
10^7–10^8	1.00	0.99	3.6×10^{-2}
10^6–10^7	0.99	0.81	3.9×10^{-3}
10^5–10^6	0.99	0.17	3.2×10^{-4}
10^4–10^5	0.43	1.6×10^{-2}	3.7×10^{-5}
10^3–10^5	0.39	1.7×10^{-2}	2.8×10^{-4}
3×10^4	0.29	1.1×10^{-2}	2.3×10^{-4}
10^3–10^4	4.5×10^{-2}	2.6×10^{-5}	3.7×10^{-6}
100–1000	5.6×10^{-3}	1.0×10^{-4}	3.8×10^{-7}
10–100	4.4×10^{-4}	1.1×10^{-5}	3.0×10^{-8}
1–10	5.7×10^{-5}	1.8×10^{-6}	$<10^{-8}$

[a] Consommation de 100 g d'oignons par personne une fois par semaine pendant cinq mois ; 1–5 ml d'eaux usées restant sur 100 g d'oignons après irrigation ; 1–10 rotavirus et *Campylobacter* et 0,1–1 oocyste de *Cryptosporidium* pour 10^5 *E. coli* ; dépérissement des rotavirus et de *Campylobacter* de 0,1–1 et dépérissement des oocystes de *Cryptosporidium* de 0,01–0,1 entre la récolte et la consommation ; DI_{50} = 6,17 ± 25 % et α = 0,253 ± 25 % pour les rotavirus ; DI_{50} = 896 ± 25 % et α = 0,145 ± 25 % pour *Campylobacter* et r = 0,0042 ± 25 % pour *Cryptosporidium*.

100 ml (Tableau 3.18) concorde étroitement avec l'incidence mesurée des maladies diarrhéiques de 0,38 par personne et pour cinq mois (calculée en convertissant les valeurs de prévalence fournies par l'étude épidémiologique en estimations du taux d'infection sur la base d'un certain nombre d'hypothèses). Les risques calculés pour *Campylobacter* et *Cryptosporidium* étaient inférieurs respectivement d'un et trois ordres de grandeur. Ainsi, sous réserve que les paramètres utilisés dans les équations QMRA soient choisis avec soins pour refléter les conditions de terrain, il peut y avoir un bon accord entre les estimations par cette méthode des risques d'infection et les incidences des maladies déterminées par les études épidémiologiques de terrain (ce qui a également été observé dans le cas de l'irrigation restreinte avec des eaux usées).

Les démarches précédemment évoquées permettent de déterminer les risques d'infection pour des eaux usées de qualités données. Une autre façon de procéder consiste à déterminer la qualité des eaux usées et ainsi le degré nécessaire de réduction des agents pathogènes en unités logarithmiques décimales (ou en pourcentage d'élimination)[1] pour des niveaux donnés de risque infectieux tolérable (Tableau 3.19). Cette démarche est plus utile pour la définition d'objectifs opérationnels liés à la santé (voir partie 4.2). Elle a été employée dans l'élaboration du projet de recommandations pour l'utilisation d'eaux usées en agriculture (NRMMC & EPHCA, 2005) en Australie. Le point de départ de cette démarche consistait à fixer le risque tolérable à 10^{-6} DALY par personne et par an et à déduire à partir de là les risques de maladie associés pour les rotavirus, *Campylo-*

[1] Dans ces Directives, les réductions en unités logarithmiques décimales sont généralement appelées réductions en unités logarithmiques. Une réduction d'une unité logarithmique = une réduction de 90 % ; une réduction de 2 unités logarithmiques = une réduction de 99 % ; une réduction de 3 unités logarithmiques = une réduction de 99,9 % ; etc.

Tableau 3.19 Irrigation sans restriction : réduction des agents pathogènes nécessaire pour respecter divers niveaux de risque tolérable d'infection par le biais de la consommation de laitues ou d'oignons irrigués avec des eaux usées (estimée par une simulation de Monte Carlo utilisant 10 000 essais-erreurs[a])

Niveau tolérable du risque d'infection (par personne et par an)	Réduction nécessaire correspondante (unités logarithmiques)	
	Laitues	Oignons
Rotavirus		
10^{-2}	5	6
10^{-3}	6	7
10^{-4}	7	8
Campylobacter		
10^{-2}	4	4
10^{-3}	5	5
10^{-4}	6	6
Cryptosporidium		
10^{-2}	4	2
10^{-3}	5	3
10^{-4}	6	4

[a] 100 g de laitue ou d'oignons consommés par personne et pour deux jours ; après irrigation, il reste respectivement 10–15 ml et 1–5 ml d'eaux usées sur 100g de laitue et 100 g d'oignons ; 0,1–1 et 1–5 rotavirus et *Campylobacter* et 0,1–1 oocyste de *Cryptosporidium* pour 10^5 *E. coli* sur les laitues et les oignons respectivement ; $DI_{50} = 6,17 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,253 \pm 25\%$ pour les rotavirus ; $DI_{50} = 896 \pm 25\%$ et $\alpha = 0,145 \pm 25\%$ pour *Campylobacter* et $r = 0,0042 \pm 25\%$ pour *Cryptosporidium*.

bacter et *Cryptosporidium*. Ces risques morbides tolérables étaient respectivement de 2×10^{-3}, $1,3 \times 10^{-4}$ et $8,7 \times 10^{-4}$ par personne et par an pour un scénario d'exposition à travers la consommation de laitues irriguées, supposant 70 événements exposants par an dans le contexte australien. Une QMRA a été réalisée dans le but de calculer la réduction en unités logarithmiques nécessaire pour atteindre de tels niveaux de risque, après introduction des données concernant i) les concentrations d'agents pathogènes dans les eaux usées, ii) la relation dose-réponse, iii) l'exposition par événement, iv) les ratios maladie/infection, v) les nombres de DALY par cas de maladie, et vi) les taux de susceptibilité correspondant aux fractions de la population non immunisées. Ces réductions nécessaires des agents pathogènes ont été chiffrées à 5,5 unités logarithmiques pour les rotavirus, à 5 pour *Campylobacter* et à 4,5 pour *Cryptosporidium*. Cette démarche comporte des limitations, dont le recours à un modèle de QMRA autre qu'un modèle de Monte Carlo, d'où le calcul d'estimations ponctuelles ne permettant pas de prendre en compte la variabilité et l'incertitude. Ces estimations reposaient sur des valeurs conservatives.

3.4 Problèmes émergeants : maladies infectieuses

Une étude a démontré qu'*E. coli* O157:H7 pouvait être absorbé de manière systémique par les plants et les semences de laitue par le biais de leurs racines, à partir de l'eau d'irrigation contaminée et du purin, d'où la contamination des parties comestibles de ces plants (Solomon, Yaron & Matthews, 2002). La découverte de preuves supplémentaires de l'existence de ce mode d'absorption des agents pathogènes aurait des implications importantes sur l'utilisation de purin (et dans une moindre mesure d'eaux usées) pour la production de légumes devant être consommés crus. La bactérie *E. coli* O157:H7 suscite

une inquiétude particulière en raison de sa capacité à survivre dans l'environnement (Wang, Zhao & Doyle, 1996), de la valeur relativement faible de la dose infectieuse correspondante ($<10^3$ bactéries), (Ackers et al., 1998) et du risque qu'elle comporte de déclencher des événements sanitaires graves parmi des populations susceptibles (enfants, personnes âgées et immunodéprimées, par exemple). Des études menées aux États-Unis d'Amérique ont mis en évidence *E. coli* O157:H7 dans un échantillon d'eaux usées brutes sur six (soit approximativement 17%) (Grant et al., 1996). En Afrique du Sud, des résultats similaires ont été obtenus sur une série plus large d'échantillons d'eaux usées (16 échantillons sur 91, soit 17,6%) (Müller, Grabow & Ehlers, 2003). Des recherches plus poussées sont nécessaires pour déterminer l'ampleur de ce phénomène et son importance pour la santé publique.

3.5 Produits chimiques

Dans certaines régions, les produits chimiques toxiques suscitent des préoccupations grandissantes. Le nombre de produits chimiques à usage domestique et industriel est très important et augmente régulièrement. Cette partie examine les questions sanitaires associées aux produits chimiques toxiques trouvés dans les eaux usées. D'une manière générale, les rejets industriels d'eaux usées dans les égouts séparatifs ou les drains sont à l'origine de la présence de nombreux produits chimiques, même si les ménages peuvent aussi contribuer à cette présence. En limitant les rejets de produits chimiques toxiques dans les eaux usées municipales, il est possible de réduire les dangers pour la santé publique et l'environnement. Une analyse des risques a été effectuée pour déterminer quels produits chimiques pourraient présenter les plus grands risques pour la santé humaine. La partie 4.6 indique, pour certains de ces produits, les concentrations dans le sol à ne pas dépasser d'un point de vue sanitaire pour éviter leur pénétration dans la chaîne alimentaire.

Les eaux usées industrielles et, dans une moindre mesure, les eaux usées municipales sont des sources de polluants chimiques pouvant nuire à la santé humaine. On utilise couramment des dizaines de milliers de produits chimiques dans la fabrication de produits industriels, l'agriculture et les activités ménagères. Une fraction de ces produits chimiques potentiellement toxiques peut parvenir dans les réseaux de collecte des eaux usées. Le Tableau 4.7 du chapitre 4 recense les contaminants chimiques potentiellement préoccupants pour la santé rencontrés dans les eaux usées.

Les risques sanitaires associés aux produits chimiques présents dans les eaux usées nécessitent parfois une plus grande attention, notamment dans les pays en développement où l'industrialisation s'accélère et où les rejets industriels et les eaux usées municipales sont souvent mélangés.

3.5.1 Impacts sanitaires

Impacts sanitaires directs

Il existe très peu d'éléments prouvant l'existence d'un impact sanitaire direct des expositions à des produits chimiques résultant de l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Cela est probablement dû à la nature de la toxicité chimique. La plupart des produits chimiques dans les eaux usées ou dans les produits irrigués avec ces eaux n'atteignent presque jamais des concentrations suffisantes pour provoquer des effets aigus sur la santé. Les effets sanitaires chroniques pouvant découler de l'exposition à des produits chimiques présents dans les eaux usées (cancer, par exemple) n'apparaissent habituellement qu'après de nombreuses années d'exposition et peuvent aussi résulter d'une grande variété d'autres expositions sans lien avec l'utilisation d'eaux usées en agriculture.

Néanmoins, des effets sanitaires liés à l'utilisation d'eau fortement contaminée par des rejets industriels ont été rapportés. Au Japon, la maladie Itai-itai, affection touchant les os et les reins et associée à l'intoxication chronique par le cadmium, est apparue dans des zones où les rizières étaient irriguées avec l'eau du fleuve Jinzu contaminé (OMS, 1992). Dans certaines parties de la Chine, l'utilisation d'eaux usées industrielles pour l'irrigation s'est accompagnée d'une augmentation de 36 % des hépatomégalies (hypertrophie du foie) et d'un accroissement de 100 % des taux de cancer et de malformations congénitales (Yuan, 1993).

Impacts sanitaires indirects

La mise en œuvre de pratiques inadaptées pour l'irrigation avec des eaux non traitées ou partiellement traitées exerce aussi un impact négatif sur la qualité et la salubrité des eaux souterraines issues d'aquifères peu profonds et des eaux de surface pouvant servir d'approvisionnement en eau de boisson. La contamination des aquifères par des nitrates du fait de l'utilisation d'eaux usées a été abondamment documentée dans les pays développés et en développement. Il existe une corrélation entre la présence de fortes concentrations de nitrates dans l'eau de boisson et le taux de méthémoglobinémie (syndrome du « bébé bleu »). Un certain nombre de cas de méthémoglobinémie associés à l'exposition aux nitrates ont été signalés chez des nourrissons nourris au biberon en Europe de l'Est et aux États-Unis d'Amérique, parmi lesquels plusieurs décès (Knobeloch et al., 2000 ; OMS, 2004a).

Des quantités excessives de nutriments, principalement de l'azote et du phosphore, dans les eaux usées peuvent provoquer une contamination des eaux de surface et leur eutrophisation (enrichissement en nutriments). L'eutrophisation de l'eau douce ou de l'eau de mer peut créer des conditions environnementales favorisant la croissance de cyanobactéries et d'algues qui produisent des toxines. Les toxines résultantes sont susceptibles de provoquer des gastro-entérites, des lésions hépatiques, des troubles du système nerveux central et des irritations cutanées. Les problèmes de santé associés à ces cyanotoxines ont été attestés dans plusieurs pays, dont l'Australie, le Brésil, le Canada, la Chine, les États-Unis d'Amérique, le Royaume-Uni et le Zimbabwe. Dans certains cas, on pense qu'il existe une association entre des cancers hépatiques humains et l'exposition à des toxines cyanobactériennes (microcystines), par le biais de l'eau de boisson (Ling, 2000). L'exposition à ces toxines s'opère habituellement par contact avec de l'eau de boisson ou une eau à usage récréatif contaminée (Chorus & Bartram, 1999).

3.5.2 Évaluation des risques dus aux contaminants chimiques

L'utilisation d'eaux usées peut entraîner la pénétration de polluants potentiellement toxiques dans les sols. Par transfert via la chaîne alimentaire, ces polluants toxiques peuvent nuire à la santé et au bien-être en raison de l'absorption par les végétaux des produits chimiques présents dans les sols. Les polluants accumulés dans les sols du fait de l'irrigation avec des eaux usées peuvent aussi ensuite contaminer les eaux de surface et les eaux souterraines, d'où des expositions supplémentaires.

D'après des enquêtes menées dans de nombreuses parties du monde, certains constituants chimiques comme les métaux lourds semblent omniprésents et peuvent se retrouver dans presque tous les courants d'eaux usées municipales ; d'autres, notamment des produits chimiques organiques, ne se rencontrent que dans certaines eaux usées ou uniquement de façon occasionnelle (OMS, 1975 ; USEPA, 1990). La présence d'un produit chimique dans un courant d'eaux usées n'est pas un indicateur de sa présence ou de son absence dans un autre courant d'eaux usées.

À partir d'une revue de la littérature, Chang et al. (2002) ont identifié plusieurs éléments inorganiques et composés organiques susceptibles de comporter des risques pour la santé par le biais de l'utilisation d'eaux usées (ou de boues) en agriculture (voir Tableau 4.7 du chapitre 4). Les auteurs ont constaté que ces produits chimiques présentaient les caractéristiques suivantes :

- toxicité connue pour l'homme ou l'animal ;
- présence dans les eaux usées et/ou dans les boues d'épuration ;
- absorption facile par les végétaux à partir des sols.

Éléments inorganiques

L'absorption des métaux lourds par les végétaux dépend fortement des conditions pédologiques, notamment le pH du sol, la présence d'autres métaux lourds, la teneur en matières organiques, l'application d'engrais chimiques, le chaulage, le labourage et la gestion de l'eau (Chen, 1992). Ces facteurs influent dans une large mesure sur la biodisponibilité de certains métaux lourds. Alloway & Morgan (1986) ont constaté que le nickel appliqué à la surface du sol par le biais de substrats organiques (boues d'épuration, par exemple) était absorbé plus facilement par les végétaux que le nickel introduit par l'intermédiaire d'un substrat inorganique. Les végétaux absorbent plus de cadmium et de plomb dans des sols acides que dans des sols neutres (Chen, Lee & Liu, 1997). Dans certains cas, la présence ou l'absence d'autres métaux bivalents dans le sol peut influer sur l'absorption de certains métaux lourds ; par exemple, on pense que le calcium, le zinc et le manganèse sont en compétition avec le cadmium pour l'absorption par les plantes (Cox, 2000).

Tous les éléments inorganiques du Tableau 4.7 (chapitre 4) sont naturellement présents dans les sols. Nombre d'entre eux sont bénéfiques sur le plan biologique en faibles quantités et ne deviennent nocifs qu'en cas d'exposition de forte intensité. Pour certains éléments inorganiques (cobalt et cuivre, par exemple), aucun seuil toxicologique n'a été établi ; pour d'autres (bore, fluor et zinc, par exemple), ces seuils sont relativement hauts. Il est improbable que les végétaux cultivés absorbent du cobalt, du cuivre ou du zinc en quantités suffisantes pour produire des effets nocifs sur les consommateurs. Un seuil toxicologique a été défini pour les ions chromate (Cr^{6+}). L'ion chromate est néanmoins rapidement réduit en Cr^{3+}, qui forme une phase solide moins soluble dans les eaux usées ou les sols. C'est pourquoi le cobalt, le cuivre, le zinc et le chrome peuvent être ignorés (et ne figurent pas dans le Tableau 4.7).

L'inclusion du molybdène et tout particulièrement du bore dans cette liste fait l'objet de débats car l'acide borique est couramment utilisé dans les produits chimiques ménagers et n'a pas été associé à des effets toxiques sur l'homme (il est cependant toxique pour certains végétaux, voir annexe 1). Le molybdène est considéré comme un élément essentiel. Les études sur sa toxicité pour l'homme par le bais de l'eau de boisson indiquent une dose sans effet nocif observé (NOAEL) de 0,2 mg/l (OMS, 2004a). Néanmoins, on ne sait pas clairement si ce résultat peut être transposé aux produits alimentaires. La dose journalière admissible (DJA) pour le bore est estimée à 0,16 mg/kg de poids corporel (OMS, 2004a). Les doses orales de référence pour ces éléments chimiques ont été établies à partir de données d'essai biologique chez l'animal limitées (OMS, 2004a). Le bore, le molybdène et le fluor donnent des anions dans les sols et, dans certaines conditions, peuvent être absorbés facilement par les végétaux et pénétrer dans la chaîne alimentaire humaine.

Produits chimiques organiques

Nombre des produits chimiques organiques figurant dans le Tableau 4.7 sont des solvants industriels et devraient être éliminés ou dégradés au cours du traitement des eaux usées ou de la digestion des boues. Les résultats de l'enquête nationale sur les boues d'épuration menée par l'USEPA (1990) indiquent que la fréquence de détection de la plupart de ces produits chimiques organiques est inférieure à 10 %. Lorsqu'on les trouve dans des boues d'épuration, leur concentration est faible. Il n'existe probablement pas de vraie nécessité de les prendre en compte pour l'utilisation des eaux usées en agriculture. Néanmoins, comme on utilise fréquemment des eaux brutes ou insuffisamment traitées pour irriguer les cultures dans certaines régions du monde, ces produits chimiques doivent être inclus dans l'évaluation. Toute évaluation toxicologique doit donc quantifier leur impact potentiel sur la santé humaine.

3.5.3 Problèmes émergeants : produits chimiques

Des produits chimiques imitant certaines hormones ou ayant une activité antihormonale et interférant ainsi avec le fonctionnement du système endocrinien de diverses espèces ont été identifiés dans des eaux usées municipales. Les perturbateurs endocriniens, comme on les appelle, proviennent de diverses sources : pesticides, polluants organiques persistants, détergents non ioniques et résidus de produits pharmaceutiques humains ou vétérinaires, notamment. Nombre de ces substances sont résistantes aux traitements habituellement appliqués aux eaux usées et peuvent persister dans l'environnement pendant quelque temps (National Research Council, 1998). Les effets sur la santé humaine qui pourraient être liés à une exposition à ces produits incluent l'apparition de cancers du sein, de la prostate et des testicules, une baisse de la quantité et de la qualité du sperme, des troubles comportementaux ou mentaux et des perturbations des fonctions immunitaire et thyroïdienne chez l'enfant. Si l'on manque de preuves directes de l'existence d'effets préjudiciables pour la santé humaine, des anomalies reproductives, des altérations de la fonction immunitaire et des perturbations démographiques potentiellement liées à une exposition à ces substances ont été observées chez des amphibiens, des oiseaux, des poissons, des invertébrés, des reptiles et des mammifères (IPCS, 2002).

Un grand nombre des produits chimiques organiques identifiés par la procédure d'identification des dangers et inscrits dans le Tableau 4.7 présentent des caractéristiques propres aux perturbateurs endocriniens. Il s'agit de composés organiques halogénés (aldrine et dieldrine), de plastifiants (phtalates), d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP, comme le benzo[α]pyrène et le pyrène), de biphényls polychlorés (PCB) et de dioxines. D'autres études sur ces substances sont nécessaires pour évaluer les risques qu'elles peuvent présenter pour la santé et l'environnement dans le cadre de l'utilisation d'eaux usées pour irriguer les cultures.

On trouve partout dans les eaux usées municipales des substances chimiques pharmacologiquement actives et leurs sous-produits de traitement. Ces substances sont libérées dans l'environnement terrestre lorsque les eaux usées ou les boues d'épuration sont appliquées sur une terre cultivée ou rejetées dans une étendue d'eau (Barnes et al., 2002). D'après les données limitées fournies par la littérature, il semble qu'elles soient fortement adsorbées par les matières organiques du sol et qu'elles aient donc peu de probabilité de s'accumuler dans les végétaux récoltés (voir chapitre 7) à des concentrations qui présenteraient un risque sanitaire en cas de consommation. Aucun effet toxique sur l'être humain résultant de l'exposition à ces produits chimiques dans le cadre de l'utilisation d'eaux usées en agriculture n'a été relevé.

4
OBJECTIFS LIÉS À LA SANTÉ

Le présent chapitre décrit la détermination des objectifs liés à la santé à partir d'un niveau du risque sanitaire de référence ou tolérable, comme indiqué dans la partie 2.4. Pour réaliser ces objectifs liés à la santé, on met au point des cibles en termes de réduction microbienne. Celles-ci sont indiquées pour différents scénarios d'irrigation (irrigation sans restriction, restreinte et localisée). Le chapitre présente également les paramètres à surveiller pour vérifier que les cibles de réduction microbienne sont atteintes, ainsi que d'autres mesures de protection sanitaire. Les pays seront en mesure d'utiliser les informations fournies par ce chapitre pour mettre au point des normes nationales. Dans certains cas, l'élaboration de normes différentes pour les aliments destinés à l'exportation et pour ceux destinés à la consommation locale se justifie. Les questions ayant trait aux normes concernant les aliments destinés à l'exportation et à la consommation locale sont exposées dans les parties 4.4 et 4.5. La partie 4.6 présente les objectifs liés à la santé établis pour certains produits chimiques toxiques.

4.1 Charge de morbidité tolérable et objectifs liés à la santé

La mesure la plus appropriée pour exprimer la charge de morbidité est la DALY (Murray & Acharya, 1997) (voir Encadré 2.1 du chapitre 2). Dans sa troisième édition des *Directives pour la qualité de l'eau de boisson*, l'OMS (2004a) a adopté une charge tolérable de maladies véhiculées par l'eau $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an. Cette valeur correspond à un excès de risque sur la durée de vie de cancer fatal tolérable de 10^{-5} par personne (c'est-à-dire qu'un individu a une chance sur 100 000 dans sa vie de contracter un cancer fatal) du fait de la consommation d'eau de boisson contenant une substance cancérogène à la concentration correspondant à sa valeur guide dans l'eau de boisson (OMS, 2004a). Ce niveau de la charge de morbidité peut être comparé à celui dû à une maladie bénigne, mais plus fréquente, comme la diarrhée spontanément résolutive provoquée par un agent pathogène microbien. On estime la charge de morbidité associée à la diarrhée bénigne (avec un taux de létalité d'environ 1×10^{-5}, par exemple), pour un risque annuel de maladie d'environ 1 pour 1000 (10^{-3}), risque sur la durée de vie : environ 1/10, à une valeur située autour de 1×10^{-6} DALY (1 µDALY) par personne et par an (OMS, 2004a). Un tel niveau de protection sanitaire est nécessaire pour l'eau de boisson car on attend de cette eau qu'elle soit « saine » pour ceux qui la boivent. Comme les personnes qui consomment des produits de cultures irriguées avec des eaux usées traitées, en particulier lorsqu'ils les consomment crus, s'attendent à ce que ces produits soient aussi sûrs que l'eau de boisson, un niveau de protection sanitaire tout aussi élevé ($\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an) est appliqué pour l'utilisation d'eaux usées en agriculture (voir Tableau 4.1).

Ainsi, l'objectif lié à la santé adopté dans la présente édition de ces Directives est que la charge de morbidité supplémentaire soit inférieure ou égale à la valeur tolérable de 10^{-6} DALY par personne et par an. À des fins opérationnelles, il est également nécessaire de calculer le degré correspondant de réduction des agents pathogènes permettant d'obtenir ce niveau de protection sanitaire et de définir des mesures de vérification appropriées. Cette opération peut s'effectuer en suivant une approche étape-par-étape présentée ci-après.

4.1.1 Étape 1 : risque d'infection tolérable

« Traduire » la charge de morbidité supplémentaire tolérable par an en les risques annuels tolérables correspondants d'infection et de maladie dus à l'agent pathogène concerné (*Campylobacter*, *Cryptosporidium*, rotavirus, par exemple) comme suit (où pppa = par personne et par an) :

Tableau 4.1 Objectifs liés à la santé pour l'utilisation d'eaux usées traitées en agriculture

Scénario d'exposition	Objectif lié à la santé (DALY par personne et par an)	Log_{10} de la réduction des agents pathogènes nécessaire[a]	Nombre d'œufs d'helminthes par litre
Irrigation sans restriction	$\leq 10^{-6}$[a]		
Laitues		6	≤1[b,c]
Oignons		7	≤1[b,c]
Irrigation restreinte	$\leq 10^{-6}$[a]		
Agriculture fortement mécanisée		3	≤1[b,c]
Agriculture à forte intensité de main-d'œuvre		4	≤1[b,c]
Irrigation localisée (par goutte-à-goutte)	$\leq 10^{-6}$[a]		
Cultures de grande hauteur		2	Pas de recommandation[d,e]
Cultures de faible hauteur		4	≤1[c,d]

[a] Réduction des rotavirus. Dans le cas d'une irrigation sans restriction ou localisée, il est possible de réaliser l'objectif lié à la santé par une réduction des agents pathogènes de 6–7 unités logarithmiques (obtenue par une combinaison de traitements des eaux usées et d'autres mesures de protection sanitaire, y compris une réduction estimée à 3–4 unités logarithmiques due au dépérissement naturel des agents pathogènes dans les conditions de terrain et de l'élimination de ces agents des cultures irriguées par les opérations de lavage et de rinçage domestiques habituelles ; voir partie 4.2.1 pour plus de détails ; dans le cas d'une irrigation restreinte, cet objectif est atteint par une réduction des agents pathogènes de 2–3 unités logarithmiques (partie 4.2.2).

[b] Dans le cas où des enfants de moins de 15 ans sont exposés, il convient d'appliquer des mesures de protection sanitaire supplémentaires (par exemple un traitement de l'eau jusqu'à obtenir ≤0,1 œuf par litre, des équipements de protection tels que gants, chaussures ou bottes, ou encore une chimiothérapie ; voir parties 4.2.1 et 4.2.2 pour plus de détails).

[c] Il convient de déterminer la moyenne arithmétique sur l'ensemble de la saison d'irrigation. Il faut obtenir une valeur moyenne ≤1 œuf par litre pour au moins 90% des échantillons afin qu'occasionnellement certains échantillons puissent atteindre des valeurs élevées (c'est-à-dire >10 œufs/litre). Avec certains procédés de traitement des eaux usées (bassins de stabilisation, par exemple), il est possible d'utiliser le temps de séjour hydraulique comme variable de remplacement pour s'assurer du respect de la condition ≤1 œuf/litre, comme expliqué dans la partie 5.6.1 et dans l'Encadré 5.2.

[d] Voir partie 4.2.3.

[e] Aucune culture ne doit être ramassée au sol.

$$\text{Risque de maladie tolérable pppa} = \frac{\text{Nombre de DALY tolérable pppa}}{\text{Nombre de DALY par cas de maladie}}$$

Le Tableau 4.2 présente les estimations en population des nombres de DALY par cas de maladie à rotavirus, de campylobactériose et de cryptosporidiose (y compris les cas de décès et pour la campylobactériose, les cas d'arthrite réactive et de syndrome de Guillain-Barré), ainsi que les risques de maladie tolérables calculés.

Les risques de maladie tolérables se situent entre 10^{-3} et 10^{-4} par personne et par an et représentent des valeurs conservatives, sachant que l'incidence actuelle dans le monde des maladies diarrhéiques pour la tranche d'âge 5–80+ ans est comprise entre 0,1 et 1 par personne et par an (voir Tableau 2.4 du chapitre 2).

Tableau 4.2 DALY, risque de maladie, ratio maladie/infection et risque d'infection tolérable pour les rotavirus, *Campylobacter* et *Cryptosporidium*

Agent pathogène	DALY par cas de maladie[a]	Risque de maladie pppa équivalent à 10^{-6} DALY pppa	Ratio maladie/ infection	Risque d'infection tolérable pppa[b]
Rotavirus :				
1) PI	1.4×10^{-2}	7.1×10^{-5}	0.05[c]	1.4×10^{-3}
2) PED	2.6×10^{-2}[c]	3.8×10^{-5}	0.05[c]	7.7×10^{-4}
Campylobacter	4.6×10^{-3}	2.2×10^{-4}	0.7	3.1×10^{-4}
Cryptosporidium	1.5×10^{-3}	6.7×10^{-4}	0.3	2.2×10^{-3}

PI ; pays industrialisés ; PED : pays en développement ; pppa : par personne et par an.

[a] Valeurs tirées de Havelaar & Melse (2003).

[b] Risque d'infection tolérable = risque de maladie/ratio maladie/infection.

[c] Pour les pays en développement, le nombre de DALY par décès dû aux rotavirus a été réduit de 95 % dans la mesure où environ 95 % de ces décès surviennent chez des enfants de moins de deux ans, n'ayant pas été exposés à des aliments obtenus par irrigation avec des eaux usées. Le ratio maladie/infection est faible pour les rotavirus car à l'âge de trois ans, la plupart des individus sont immunisés.

Si l'on dispose de données épidémiologiques fiables montrant que ces risques de maladie ne sont pas dépassés si l'on applique une combinaison donnée de mesures de protection sanitaire (voir Tableau 4.3 ci-après), il est inutile d'effectuer les étapes 2–4 ci-dessous, et tout ce qui reste à faire dans ce cas est de déterminer le niveau de vérification/surveillance du traitement (étape 5).

Les risques de maladie tolérables sont ensuite convertis en risques d'infection tolérables par personne et par an en connaissant (ou en émettant une hypothèse raisonnable sur) la proportion de personnes infectées qui tombent malades – c'est-à-dire le rapport maladie/infection. Le Tableau 4.2 donne les valeurs des ratios maladie/infection et des risques d'infection tolérables résultant pour ces trois maladies. Une valeur théorique du risque tolérable d'infection par des rotavirus de 10^{-3} par personne et par an a ainsi été adoptée (voir partie 4.2).

4.1.2 Étape 2 : QMRA

Déterminer, par QMRA, la réduction des agents pathogènes à effectuer. Dans une première étape intermédiaire, on calculera le nombre maximal d'agents pathogènes ingérés par événement exposant (dans le cas de l'irrigation sans restriction, par exemple, le nombre maximal tolérable d'agents pathogènes restant à la surface des cultures, habituellement une salade [laitue, par exemple] ou un légume susceptible d'être consommé sans cuisson [chou, carotte, par exemple], au moment de la consommation).

4.1.3 Étape 3 : réduction nécessaire des agents pathogènes

En connaissant (ou en estimant) le volume d'eaux usées non traitées restant sur les cultures après la dernière irrigation (ml d'eaux usés pour 100 g de culture), déterminer le degré de réduction des agents pathogènes nécessaire pour obtenir une charge de morbidité supplémentaire tolérable $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an. Cette étape nécessite de connaître ou d'estimer le nombre d'agents pathogènes présents dans les eaux usées non traitées (par exemple dans les calculs de QMRA présentés dans la partie 3.3, on supposait qu'il y avait 0,01–1 rotavirus et *Campylobacter* et 0,01–0,1 oocystes de *Cryptosporidium* pour 10^5 *E. coli*).

4.1.4 Étape 4 : mesures de protection sanitaire pour obtenir la réduction des agents pathogènes nécessaire

Préciser comment cette réduction des agents pathogènes doit être obtenue. Elle peut être réalisée par un traitement des eaux usées seul ou, plus fréquemment, par un traitement des eaux usées associé à d'autres mesures de protection sanitaire, comme expliqué dans le Tableau 4.3 et la partie 4.2 ci-après.

4.1.5 Étape 5 : surveillance/vérification

Dans le cas des infections virales et bactériennes, définir le niveau de surveillance/vérification du traitement sous la forme du nombre d'*E. coli* (ou de coliformes thermotolérants) présents dans l'effluent final de l'installation de traitement des eaux usées, comme indiqué dans le Tableau 4.5 ci-après. Pour les infections par des helminthes, définir ce niveau sous la forme du nombre d'œufs d'helminthes par litre, comme indiqué dans le Tableau 4.4 ci-après.

4.1.6 Exemple de définition des objectifs en matière de performances antimicrobiennes

L'Encadré 4.1 indique comment utiliser cette procédure pour définir les objectifs en matière de performances antimicrobiennes dans le cas d'une irrigation sans restriction.

4.2 Objectifs en matière de réduction microbienne

La démarche adoptée dans ces Directives est axée sur les risques liés à la consommation de produits agricoles à l'état cru et sur les risques pour les personnes travaillant dans les champs résultant d'un contact direct avec des eaux usées traitées dans les cas, respecti-

Encadré 4.1 Définition des objectifs en matière de performances antimicrobiennes dans le cas de l'irrigation sans restriction

Cet exemple explique comment la procédure en cinq étapes présentée dans la partie 4.1 peut être utilisée pour définir un objectif opérationnel lié à la santé pour l'irrigation sans restriction de cultures avec des eaux usées traitées. Les valeurs des paramètres intervenant dans les étapes 2 à 4 n'ont été choisies que pour illustrer cette procédure.

Étape 1 : risque d'infection tolérable

Comme expliqué dans la partie 4.1, le risque d'infection à rotavirus « dimensionnant » (déterminant le dimensionnement de l'installation) est de 10^{-3} par personne et par an.

Étape 2 : QMRA

On calcule l'exposition des consommateurs aux agents pathogènes en utilisant les valeurs indicatives suivantes des paramètres dans la QMRA :

- 5000 rotavirus par litre d'eaux usées non traitées ;
- 10 ml d'eaux usées non traitées restant sur 100 g de laitue après l'irrigation ;
- 100 g de laitue consommés par personne tous les deux jours sur l'ensemble de l'année.

La dose de rotavirus par exposition *(d)* désigne le nombre de rotavirus sur 100 g de laitue au moment de la consommation. Cette dose est déterminée par QMRA, en appliquant les équations suivantes (Haas et al., 1999) :

Encadré 4.1 (suite)

a) Conversion du risque d'infection tolérable de 10^{-3} par personne et par an en risque d'infection par personne et par événement exposant (c'est-à-dire par consommation de 100 g de laitue, ce qui se produit tous les deux jours sur l'ensemble de l'année) [$P_I(d)$] :

$$P_I(d) = 1 - (1 - 10^{-3})^{[1/(365/2]} = 5{,}5 \times 10^{-6}$$

b) Calcul de la dose par événement exposant à partir de l'équation dose-réponse β-Poisson.

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

c'est-à-dire :

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

où les « constantes d'infectiosité » adimensionnelles pour les rotavirus valent $N_{50} = 6{,}17$ et $\alpha = 0{,}253$. Par conséquent :

$d = \{[1 - (5{,}5 \times 10^{-6})]^{-1/0{,}253} - 1\}/\{6{,}17/(2^{1/0{,}253} - 1)\} = 5 \times 10^{-5}$ par événement exposant

Étape 3 : réduction des agents pathogènes nécessaire
Cette dose de 5×10^{-5} rotavirus est contenue dans les 10 ml d'eaux usées restant sur les laitues au moment de la consommation – la concentration de rotavirus étant donc de 5×10^{-3} par litre. Le nombre de rotavirus dans les eaux usées brutes est de 5000 par litre et la réduction des agents pathogènes nécessaire en unités logarithmiques décimales est donc de :

$$\log_{10}(5000) - \log_{10}(5 \times 10^{-3}) = 3{,}7 - (-2{,}3) = 6$$

Étape 4 : mesures de protection sanitaire pour obtenir la réduction des agents pathogènes nécessaire
La réduction des rotavirus nécessaire est de 6 unités logarithmiques. Dans cet exemple, on suppose qu'il se produit une réduction des agents pathogènes de 2 unités logarithmiques entre la dernière irrigation et la consommation (résultant par exemple de l'effet combiné du dépérissement des agents pathogènes pour une unité logarithmique et du lavage des produits pour une autre unité logarithmique ; voir Tableau 4.3 ci-après). Si l'on prend en compte cette réduction de 2 unités logarithmiques, l'installation de traitement des eaux usées doit réaliser une réduction des agents pathogènes de 4 unités logarithmiques – c'est-à-dire réduire la concentration de rotavirus de 5000 par litre dans les eaux usées brutes à 0,5 par litre dans les eaux usées traitées.

Étape 5 : surveillance/vérification
On vérifie la réalisation de cette réduction de 4 unités logarithmiques des agents pathogènes par le traitement non pas en dénombrant les agents pathogènes dans des échantillons d'eaux usées brutes, puis dans les effluents de l'installation, mais en mesurant la réduction du nombre d'organismes pathogènes indicateurs. Pour ce faire, il est recommandé d'employer *Escherichia coli*, bien qu'il soit possible d'utiliser à la place les coliformes thermotolérants. Le Tableau 4.5 ci-après fournit les chiffres permettant de vérifier la réduction des *E. coli* dans 100 ml pour diverses réductions requises des agents pathogènes viraux, bactériens et protozoaires (le Tableau 4.4 indique les concentrations de vérification en nombre d'œufs d'helminthes par litre pour diverses réductions requises des œufs d'helminthes). Dans cet exemple, il faut adopter pour la surveillance le niveau de vérification de $\leq 10^3$ s'appliquant aux *E. coli*.

vement, d'une irrigation restreinte et d'une irrigation sans restriction. On a utilisé des données sur les effets sanitaires de l'utilisation d'eaux usées en agriculture, et notamment des données provenant d'études épidémiologiques et microbiologiques et de QMRA, pour évaluer les risques de maladie infectieuse liés à l'emploi en agriculture d'eaux usées traitées ou partiellement traitées. On a effectué une analyse des risques liés à l'exposition à des eaux usées de qualités diverses. Les données fournies par une QMRA utilisant un modèle de Monte Carlo et par les études épidémiologiques (avec vérification des modèles Monte Carlo/QMRA) ont servi directement de base à la définition des objectifs liés à la santé. On a utilisé les modèles Monte Carlo/QMRA pour générer des estimations de l'infection pour une gamme étendue de qualités des eaux usées, comme indiqué dans la partie 3.3. On a pris en compte dans ces analyses la quantité de produits agricoles consommés crus et les risques résultant de contacts directs avec des eaux usées (y compris l'ingestion involontaire de sol), de manière à pouvoir déterminer les objectifs en matière de performances dans le cas d'une irrigation restreinte (situation où l'exposition des travailleurs agricoles et de leurs enfants est l'exposition préoccupante) et dans celui d'une irrigation sans restriction. Les résultats de ces analyses ont ensuite été confrontés à ceux fournis par les études épidémiologiques pertinentes.

4.2.1 Irrigation sans restriction

Objectifs en matière de réduction des agents pathogènes viraux, bactériens et protozoaires

Les résultats de l'application des modèles Monte Carlo/QMRA pour l'irrigation sans restriction sur la base d'un scénario d'exposition supposant la consommation de laitues (partie 3.3), associés aux preuves épidémiologiques pertinentes (partie 3.2), montrent que pour atteindre $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an pour les rotavirus, il faut réaliser une réduction totale des agents pathogènes de 6 unités logarithmiques avant de consommer les cultures à feuilles (laitues) et de 7 unités logarithmiques pour consommer les cultures racines (oignons) (voir Tableau 3.19 du chapitre 3). Dans ces Directives, l'objectif en matière de performances utilisé pour atteindre une charge de morbidité supplémentaire tolérable $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an dans le cas d'une irrigation sans restriction est une réduction des agents pathogènes de 6–7 unités logarithmiques. Les risques associés à l'exposition à des rotavirus étant considérés comme les plus graves, ce niveau de réduction des agents pathogènes fournira une protection suffisante contre les infections par des bactéries ou des protozoaires.

Il est possible d'obtenir une réduction des agents pathogènes de 6–7 unités logarithmiques en appliquant des mesures de protection sanitaire appropriées, dont chacune est associée à une réduction ou à une plage de réductions en unités logarithmiques (Tableau 4.3). On utilise une combinaison de ces mesures telle que la somme des réductions en unités logarithmiques correspondant aux différentes mesures de protection sanitaire est égale à la réduction globale requise de 6–7 unités logarithmiques, quelle que soit la combinaison.

La Figure 4.1 présente les réductions des agents pathogènes obtenues avec plusieurs options de combinaisons de traitements des eaux usées et d'autres mesures de protection sanitaire dans l'objectif d'atteindre $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an. Les options indiquées sur la Figure 4.1 sont des exemples de combinaisons de mesures de protection sanitaire permettant de réaliser l'objectif lié à la santé dans la pratique. D'autres combinaisons sont également possibles. Les planificateurs et les concepteurs des schémas d'utilisation des eaux usées peuvent souhaiter étudier et/ou employer diverses combinaisons de mesures de protection sanitaire localement applicables. Les nouvelles technolo-

Tableau 4.3 Réductions des agents pathogènes réalisables par diverses mesures de protection sanitaire

Mesure de lutte contre les agents pathogènes[a]	Réduction des agents pathogènes (unités logarithmiques)	Notes
Traitement des eaux usées	1–6	La réduction des agents pathogènes devant être obtenue par le traitement des eaux usées dépend de la combinaison de mesures de protection sanitaire choisie (comme l'indique la Figure 4.1 ; les réductions des agents pathogènes obtenues pour différentes options de traitement des eaux usées sont présentées au chapitre 5)
Irrigation localisée (par goutte-à-goutte) (cultures de faible hauteur)	2	Cultures racines et cultures qui, comme les laitues, poussent juste au-dessus du sol et partiellement en contact avec lui
Irrigation localisée (par goutte-à-goutte) (cultures de grande hauteur)	4	Cultures comme les tomates, dont la partie récoltée n'est pas en contact avec le sol
Limitation de la dérive de pulvérisation (irrigation par aspersion)	1	Emploi de microbuses, de buses orientables, commandées par anémomètre, de buses à jet dirigé vers le bas, etc.
Zone tampon exempte de pulvérisation (irrigation par aspersion)	1	Protection des personnes résidant à proximité de la zone d'irrigation par aspersion. La zone tampon doit s'étendre sur 50–100 m
Dépérissement des agents pathogènes	0,5 à 2 par jour	Dépérissement des agents pathogènes à la surface des cultures intervenant entre la dernière irrigation et la consommation. La réduction en unités logarithmiques obtenue dépend du climat (température, intensité de l'ensoleillement, humidité), du temps écoulé, du type de culture, etc.
Lavage à l'eau des produits	1	Lavage des salades, des légumes et des fruits avec de l'eau propre
Désinfection des produits	2	Lavage des salades, des légumes et des fruits avec une solution désinfectante peu puissante, puis rinçage à l'eau propre
Épluchage des produits	2	Fruits, légumes racines
Cuisson des produits	6–7	L'immersion des produits dans une eau bouillante ou proche de l'ébullition jusqu'à ce qu'ils soient cuits assure la destruction des agents pathogènes.

Sources : Beuchat (1998) ; Petterson & Ashbolt (2003) ; NRMMC & EPHCA (2005).
[a] Ces mesures sont décrites en détail au chapitre 5.

gies de traitement peuvent aussi offrir l'opportunité de développer des solutions innovantes.

L'option A de la Figure 4.1 montre que l'on peut obtenir la réduction des agents pathogènes nécessaire en combinant a) un traitement des eaux usées assurant une réduction des agents pathogènes de 4 unités logarithmiques, b) un dépérissement des agents pathogènes entre la dernière irrigation et la consommation (réduction de 2 unités

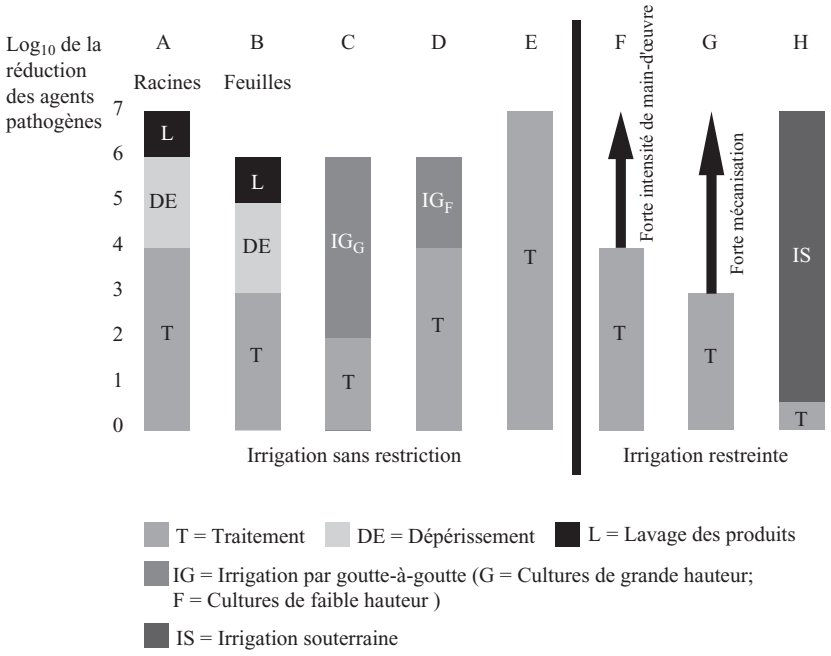

Figure 4.1
Exemples d'options pour la réduction des agents pathogènes viraux, bactériens et protozoaires par différentes combinaisons de mesures de protection sanitaire permettant de réaliser l'objectif lié à la santé de $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an

logarithmiques), et c) le lavage à l'eau des salades ou des légumes avant consommation (réduction d'une unité logarithmique). Cette option, qui permet une réduction des agents pathogènes de 7 unités logarithmiques, convient lorsque des cultures racines susceptibles d'être consommées crues sont irriguées avec des eaux usées traitées. Elle donne un résultat similaire à celui de la recommandation portant sur la qualité des effluents (1000 coliformes thermotolérants/100 ml) dans la deuxième édition de ces Directives (OMS, 1989).

L'option B prévoit un traitement moins poussé des eaux usées que l'option A (3 unités logarithmiques plutôt que 4), associé à deux mesures post-traitement de protection sanitaire : une réduction de 2 unités logarithmiques par dépérissement et une réduction d'une unité logarithmique par lavage à l'eau des salades ou des légumes avant consommation. Cette option, qui procure une réduction des agents pathogènes de 6 unités logarithmiques, convient pour l'irrigation de cultures autres que des racines (de type salade) et de légumes qui seront consommés crus. Elle fournit un niveau suffisant de protection sanitaire car les salades sont souvent moins contaminées que les cultures racines et leur consommation comporte donc moins de risque (voir Tableaux 3.17 et 3.18 du chapitre 3). Le résultat obtenu est similaire à celui fourni par l'application de l'exigence dans la deuxième édition de ces Directives (OMS, 1989) et recommandée portant sur la qualité des effluents (10 000 coliformes thermotolérants/100 ml).

L'option C prévoit un traitement encore moins poussé (2 unités logarithmiques), mais en association avec une irrigation par goutte-à-goutte des cultures de grande hauteur

(tomates, par exemple), ce qui permet d'obtenir la réduction nécessaire restante de 4 unités logarithmiques.

L'option D comprend l'irrigation par goutte-à-goutte de cultures de faible hauteur autres que des racines et des tubercules (réduction de 2 unités logarithmiques) et doit donc comporter un traitement plus poussé (4 unités logarithmiques) (une solution de remplacement acceptable consisterait, par exemple, en une réduction de 2 unités logarithmiques par traitement, suivie d'une réduction d'une unité logarithmique par dépérissement et d'une deuxième réduction d'une unité logarithmique par lavage des produits).

L'option E repose uniquement sur le traitement des eaux usées pour obtenir la réduction de 6–7 unités logarithmiques requise. Une séquence typique de procédés de traitement des eaux usées permettant de réaliser cette réduction comprend un traitement des eaux usées classique (sédimentation primaire, boues activées, y compris sédimentation secondaire, par exemple), suivi d'une coagulation chimique, d'une floculation, d'une sédimentation et d'une désinfection (chloration ou irradiation par des UV). Une telle séquence est utilisée, par exemple, en Californie, aux États-Unis d'Amérique, pour garantir le respect des critères de cet État pour le recyclage de l'eau dans le cas de l'irrigation sans restriction (≤2,2 coliformes totaux pour 100 ml et une turbidité ≤2 unités néphélométriques (État de Californie, 2001). Cette option ne prend pas en compte la réduction des agents pathogènes due a) au dépérissement naturel entre la dernière irrigation et la consommation et b) à certaines pratiques de préparation des aliments au niveau des ménages, telles que le lavage, la désinfection, l'épluchage et/ou la cuisson, et la protection sanitaire globale obtenue est par conséquent supérieure même à 10^{-6} DALY par personne et par an. Les coûts très élevés et la complexité opératoire des procédés de traitement des eaux usées de cette option excluent généralement qu'on puisse la mettre en œuvre dans de nombreux pays. Même dans les pays pour lesquels cette option est abordable, il faut d'abord la soumettre à une solide analyse coût/efficacité.

Les options F, G et H de la Figure 4.1 s'appliquent à des cas d'irrigation restreinte et sont discutées dans la partie 4.2.2. Les options recommandées s'appuient sur les analyses des risques approfondies réalisées par la communauté scientifique qui travaille sur l'utilisation sans risque des eaux usées. Ces analyses prennent en compte les aspects écologiques et épidémiologiques, les comportements humains et le rapport coût/efficacité.

Objectifs en matière de réduction microbienne portant sur les œufs d'helminthes

Les objectifs en matière de réduction microbienne destinés à protéger les êtres humains d'une infestation par des helminthes reposent sur les résultats d'études épidémiologiques et microbiologiques. On n'a pas fait appel à la QMRA pour établir ces objectifs en matière de performances dans la mesure où l'on ne dispose pas de données crédibles sur les risques infectieux et sur le nombre de DALY par personne et par an résultant des expositions faisant intervenir des eaux usées ou sur les constantes d'infectiosité pour les helminthes concernés, comme *Ascaris*, utilisables dans les calculs de QMRA. En outre, c'est l'intensité de l'infection, plutôt que l'infection elle-même, qui présente une association avec l'incapacité résultant des helminthiases.

Des études épidémiologiques consacrées aux ascaridioses chez les consommateurs (partie 3.2.1) de produits agricoles ont indiqué que le traitement des eaux usées permettait de réduire le risque d'infestation par *Ascaris* chez les consommateurs adultes de cultures

irriguées avec des eaux usées brutes. La valeur de ≤1 œuf d'helminthe par litre est confirmée par des preuves microbiologiques apportées par des études sur le terrain menées au Brésil (partie 3.1.1), qui indiquent que, lorsqu'on utilise pour l'irrigation les effluents d'un bassin facultatif renfermant moins de 0,5 œuf d'helminthe par litre, on ne détecte plus aucun œuf sur les cultures. Par conséquent, il est recommandé de fixer l'objectif en matière de performances à ≤1 œuf d'helminthe par litre d'eaux usées traitées dans le cas de l'irrigation sans restriction.

Des études épidémiologiques réalisées dans le centre du Mexique (partie 3.2.1) révèlent qu'obtenir ≤1 œuf par litre peut ne pas apporter une protection suffisante dans des conditions favorisant la survie des œufs (chaleur, humidité du sol, par exemple) et permettant leur accumulation dans le sol et dans les cultures, et tout particulièrement lorsque des enfants de moins de 15 ans consomment à l'état cru des produits de culture rapportés des champs par leurs parents travailleurs agricoles. Ainsi, lorsque des enfants de moins de 15 ans sont exposés en consommant des légumes crus cultivés dans des champs (par opposition aux cultures industrielles) et irrigués avec des eaux usées traitées contenant ≤1 œuf par litre, il faut encore mettre en place des mesures de protection sanitaire supplémentaires pour assurer leur sécurité. Il peut s'agir i) d'un traitement antihelminthique dans le cadre d'une campagne de chimiothérapie de masse ou d'un programme de chimiothérapie en milieu scolaire pour lutter contre les helminthiases (voir aussi partie 4.2.2 sur l'irrigation restreinte), lorsque des données sanitaires indiquent la présence de ces parasitoses ; et/ou ii) de la promotion du lavage des légumes provenant des champs avec une solution faiblement détergente (voir plus loin) avant leur consommation. Une autre solution consiste à traiter les eaux usées jusqu'à obtenir ≤0,1 œuf par litre (voir Encadré 5.2 du chapitre 5).

Pour éliminer les œufs d'helminthes de la surface des produits de cultures consommés crus, le lavage de ces produits avec une solution faiblement détergente et leur rinçage soigneux avec de l'eau de boisson saine constituent une mesure de protection sanitaire efficace. Les œufs d'helminthes sont très « collants », de sorte qu'ils adhèrent facilement aux surfaces des cultures ; la solution détergente les libère dans la phase aqueuse. Cette mesure de lutte contre les helminthiases réduit le nombre d'œufs à la surface des cultures de 1 à 2 unités logarithmiques (B. Jiménez-Cisneros, communication personnelle, 2005). La littérature scientifique ne contient pas de spécification concernant le lavage avec un détergent et le rinçage pour obtenir une réduction de 1–2 unités logarithmiques ; cependant, dans de nombreuses cultures, le lavage avec un détergent sera rarement appliqué dans le cas de certains produits comme la laitue et le persil (H. Shuval, communication personnelle, 2005).

La réduction des œufs d'helminthes nécessaire pour parvenir à ≤1 œuf par litre dépend du nombre d'œufs dans les eaux usées brutes. Par exemple, si celles-ci contiennent 10^3 œufs par litre, la réduction nécessaire est de 3 unités logarithmiques ; si elles contiennent 10^2 œufs par litre, la réduction à obtenir est de 2 unités logarithmiques ; si elles n'en contiennent que 10 par litre, une réduction d'une unité logarithmique suffit (Tableau 4.4). Les procédés de traitement des eaux usées permettant d'obtenir, partiellement ou en totalité, ces réductions sont décrites dans le chapitre 5. Si le nombre d'œufs d'helminthes dans les eaux usées non traitées est ≤1 par litre, aucune mesure de protection sanitaire supplémentaire n'est nécessaire car la valeur visée est automatiquement atteinte (c'est la situation habituelle dans la plupart des pays industrialisés).

Le Tableau 4.4 présente des exemples d'options pour la réduction des œufs d'helminthes par deux mesures de protection sanitaire et les exigences associées en matière de vérification.

Tableau 4.4 Options pour la réduction des œufs d'helminthes par des mesures de protection sanitaire pour divers nombres d'œufs d'helminthes dans les eaux usées non traitées et exigences en matière de vérification associées

Mesure de protection sanitaire	Nombre d'œufs d'helminthes par litre d'eaux usées non traitées	Réduction des œufs d'helminthes devant être réalisée par le traitement (unités logarithmiques)	Niveau de surveillance/ vérification (œufs d'helminthes par litre d'eaux usées traitées)[a]	Notes
Traitement	10^3	3	≤1	Il faut prouver que le traitement permet d'obtenir de manière fiable cette qualité de l'eau (voir aussi l'Encadré 5.2)
	10^2	2	≤1	
	10	1	≤1	
	≤1	0	S. O.	L'objectif de ≤1 œuf par litre est automatiquement atteint
Traitement et lavage des produits	10^3	2	≤10	La réduction réalisée par le traitement est suivie d'une réduction d'une unité logarithmique par lavage des produits avec une solution faiblement détergente et rinçage avec de l'eau propre[b]
	10^2	1	≤10	Comme ci-dessus
	10	0	S. O.	La réduction requise d'une unité logarithmique est obtenue par lavage des produits avec une solution faiblement détergente et rinçage à l'eau propre[b]
	≤1	0	S. O.	L'objectif de ≤1 œuf par litre est automatiquement atteint

S. O. : sans objet.

[a] Dans le cas des bassins de stabilisation, le temps de séjour dans le bassin peut être utilisé comme moyen de vérification, comme expliqué dans l'Encadré 5.2. (Actuellement, il n'existe généralement pas de moyen de substitution valide pour contrôler d'autres procédés de traitement, bien qu'il soit possible de mettre au point au niveau local de tels moyens.)

[b] Ceci n'est valide que si la pratique du lavage est courante ou si elle peut être promue efficacement et vérifiée (voir Tableau 4.3).

4.2.2 Irrigation restreinte

Objectifs en matière de réduction des agents pathogènes viraux, bactériens et protozoaires

En supposant un scénario d'exposition par ingestion involontaire de sol, les résultats de l'application des modèles Monte Carlo/QMRA dans le cas d'une irrigation restreinte de cultures exigeant beaucoup de main-d'œuvre, combinés à des éléments épidémiologiques pertinents (chapitre 3), montrent que, pour réaliser l'objectif lié à la santé de ≤ 10^{-6} DALY par personne et par an pour les rotavirus, un traitement des eaux usées s'impose en vue d'obtenir une réduction du nombre d'*E. coli* de 4 unités logarithmiques (de 10^7–10^8 à 10^3–10^4 pour 100 ml) (voir Tableau 3.15 du chapitre 3). Ainsi, pour une

irrigation restreinte dans le cadre d'une agriculture à forte intensité de main-d'œuvre, l'objectif lié à la santé est atteint par une réduction des agents pathogènes de 4 unités logarithmiques. Ce résultat est illustré par l'option F de la Figure 4.1. Dans le cas d'une agriculture fortement mécanisée, il faut traiter les eaux usées jusqu'à obtenir 10^5–10^6 *E. coli* pour 100 ml (Tableau 3.14), c'est-à-dire une réduction des agents pathogènes de 3 unités logarithmiques, comme dans le cas de l'option G de la Figure 4.1.

L'option H de la Figure 4.1 présente une situation typique pour un ménage isolé ou un établissement : un traitement minimal dans une fosse septique (réduction des agents pathogènes de 0,5 unité logarithmique), suivi d'une irrigation souterraine par le bais d'un système d'absorption par le sol des effluents de la fosse septique. Il n'y a aucun contact entre les cultures et les agents pathogènes présents dans les effluents de la fosse septique, de sorte que l'on peut attribuer au système d'irrigation souterraine la réduction des agents pathogènes de 6,5 unités logarithmiques restant à réaliser pour les cultures racines.

Objectifs en matière de réduction des œufs d'helminthes

Les éléments épidémiologiques présentés au chapitre 3 fournissent une base pour l'établissement d'un objectif en matière de performances concernant les œufs d'helminthes dans le cas d'une irrigation restreinte. L'objectif en matière de performances pour l'irrigation restreinte est fixé à ≤1 œuf d'helminthe par litre d'eaux usées traitées.

Les données épidémiologiques provenant du Mexique sur l'infestation par *Ascaris* (partie 3.2.2) montrent que l'objectif de ≤1 œuf par litre ne protège pas suffisamment les enfants de moins de 15 ans exposés dans le cadre de leurs jeux ou de leurs activités agricoles dans des champs irrigués par des eaux usées même s'il protège les travailleurs agricoles adultes. Ainsi, lorsque des enfants de moins de 15 ans sont exposés en travaillant ou en jouant dans des champs irrigués par de telles eaux, il faut appliquer des mesures de protection sanitaire supplémentaires. Dans de telles circonstances ou dans les situations de prévalence des helminthiases, il convient d'administrer un traitement antihelminthique en tant que stratégie complémentaire de gestion des risques. Ce traitement peut être administré dans le cadre des programmes de chimiothérapie en milieu scolaire destinés à lutter contre les helminthiases (Montresor et al., 2002, 2005) ou de campagnes périodiques spéciales de traitement, menées par les services de santé locaux dans les zones à haut risque (en particulier, lorsque ces enfants ne sont pas scolarisés). Dans la mesure du possible, ces campagnes doivent aussi inclure un volet de promotion de la santé, visant à réduire l'exposition en insistant, par exemple, sur la prévention du contact entre les mains et le sol par le port de gants et l'utilisation d'outils appropriés et par le lavage des mains au savon après un contact avec les eaux usées.

4.2.3 Irrigation localisée

Lorsque la technique d'épandage des eaux usées mise en œuvre relève de l'irrigation localisée (par goutte-à-goutte ou par ajutage), il convient d'utiliser les réductions en unités logarithmiques des agents pathogènes viraux, bactériens et protozoaires indiquées dans le Tableau 4.3. En outre, lorsqu'on emploie de telles eaux pour irriguer des cultures de faible hauteur (c'est-à-dire partiellement en contact avec le sol), il convient d'appliquer également l'objectif de réduction microbienne visant ≤1 œuf d'helminthe par litre d'eaux usées traitées. En revanche, lorsqu'on fait appel à l'irrigation localisée pour irriguer des cultures de grande hauteur (c'est-à-dire des cultures dont les parties récoltées ne sont pas en contact avec le sol), il est inutile de spécifier des objectifs de performance portant sur les concentrations d'œufs d'helminthes.

4.3 Surveillance/vérification

Pour être sûr que les objectifs liés à la santé sont remplis, il importe de mettre au point des objectifs en matière de performances pouvant faire l'objet d'une surveillance. Il existe trois types de surveillance, décrits ci-après :

- La validation est le test initial permettant de prouver que le système dans son ensemble et tous ses composants individuels sont capables de remplir les objectifs de performance et, par conséquent, les objectifs liés à la santé.
- La surveillance opérationnelle désigne la surveillance de routine de paramètres pouvant être mesurés rapidement (c'est-à-dire par des tests réalisables en très peu de temps, par la lecture en ligne de paramètres ou par une inspection visuelle) en vue d'étayer les décisions de gestion des risques visant à prévenir l'apparition de conditions dangereuses.
- La surveillance/vérification est pratiquée périodiquement pour prouver que le système fonctionne comme prévu. Ce type de surveillance exige habituellement des tests plus complexes ou plus longs à réaliser, qui portent sur des paramètres tels que des indicateurs bactériens (*E. coli*) ou les œufs d'helminthes.

La surveillance est évoquée de manière plus approfondie au chapitre 6. Les exigences de la surveillance/vérification pour les différents types d'irrigation (localisée, sans restriction, restreinte) sont examinés ci-après.

4.3.1 Traitement des eaux usées

Les nombres d'agents pathogènes dans les eaux usées brutes et traitées n'étant pas mesurés de manière systématique (si tant est qu'ils soient mesurés), les performances des procédés de traitement des eaux usées mises en œuvre pour assurer partiellement ou totalement le respect de la condition $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an ne peuvent être déterminées d'après l'efficacité d'élimination des agents pathogènes de ces procédés dans l'installation de traitement des eaux usées. Par conséquent, la surveillance visant à vérifier les performances sur le plan microbiologique de l'installation de traitement s'effectue en dénombrant les bactéries indicatrices telles qu'*E. coli* dans les effluents. Le Tableau 4.5 indique, pour toutes les options de la Figure 4.1, les nombres d'*E. coli* dans les effluents des installations de traitement, valeurs utilisables comme outil de vérification pour déterminer si l'installation de traitement considérée réalise ou non l'élimination des agents pathogènes requise.

Lorsqu'on a recours à un procédé avancé de traitement des eaux usées en tant que mesure de protection sanitaire unique (option E de la Figure 4.1), on peut contrôler les performances de l'installation de traitement en utilisant une sélection de paramètres de performances opérationnels, comme indiqué dans la note de bas de page accompagnant le Tableau 4.5 (État de Californie, 2001).

4.3.2 Autres mesures de protection sanitaire

Les mesures de protection sanitaire autres que le traitement des eaux usées recensées dans le Tableau 4.3 (voir partie 4.3.1 ci-dessus) doivent aussi faire l'objet d'une surveillance pour s'assurer qu'elles sont en place et fonctionnent comme prévu. Certaines de ces mesures peuvent être surveillées par une simple inspection visuelle (par exemple les types de végétaux cultivés dans les zones irriguées par des eaux usées, le type de technique d'épandage des eaux usées, le port de vêtements de protection, la présence ou

Tableau 4.5 Surveillance/vérification du traitement des eaux usées (nombre d'*E. coli* pour 100 ml d'eaux usées traitées) pour divers degrés de traitement des eaux usées dans le cadre des options A à G de la Figure 4.1

Type d'irrigation	Option (Figure 4.1)	Réduction des agents pathogènes requise par traitement (unités log)	Niveau de surveillance/ vérification (*E. coli* pour 100 ml)	Notes
Sans restriction	A	4	$\leq 10^3$	Cultures racines
	B	3	$\leq 10^4$	Cultures à feuilles
	C	2	$\leq 10^5$	Irrigation par goutte-à-goutte de cultures de grande hauteur
	D	4	$\leq 10^3$	Irrigation par goutte-à-goutte de cultures de faible hauteur
	E	6 or 7	$\leq 10^1$ or $\leq 10^0$	Le niveau de vérification dépend des exigences de l'agence de réglementation locale[a]
Restreinte	F	4	$\leq 10^4$	Agriculture à forte intensité de main-d'œuvre (protection des adultes et des enfants de moins de 15 ans)
	G	3	$\leq 10^5$	Agriculture fortement mécanisée
	H	0.5	$\leq 10^6$	Élimination des agents pathogènes dans une fosse septique

[a] Par exemple, dans le cas d'un traitement secondaire, suivi d'une filtration et d'une désinfection : demande biochimique en oxygène à 5 jours <10 mg/l ; turbidité <2 unités néphélométriques ; chlore résiduel : 1 mg/l ; pH : 6–9 ; et coliformes fécaux : non détectables dans 100 ml.

non de végétation émergente dans les bassins de stabilisation ou dans les réservoirs de traitement et de stockage des eaux usées) ; d'autres sont plus difficiles à surveiller (par exemple le lavage des produits, la désinfection, l'épluchage et/ou la cuisson au niveau domestique). La vérification des taux de contamination des cultures au point de récolte ou de vente nécessite des analyses en laboratoire. Sachant que ces mesures de protection sanitaire et que les réductions des agents pathogènes en unités logarithmiques qui leur sont associées sont indispensables à la protection de la santé lorsque le traitement des eaux usées ne réalise pas seul la réduction totale requise des agents pathogènes de 6–7 unités logarithmiques, il importe de vérifier qu'elles sont effectivement appliquées. Le Tableau 4.6 récapitule ces exigences minimales en matière de surveillance.

4.4 Exportations d'aliments

Les règles qui régissent le commerce international des aliments ont été convenues dans le cadre de l'Uruguay Round des Négociations commerciales multilatérales et s'appliquent à tous les États Membres de l'Organisation mondiale du Commerce (OMC). En ce qui concerne la salubrité des aliments, des règles sont fixées par l'Accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires. Aux termes de cet Accord, les Membres de l'OMC sont en droit de prendre des mesures légitimes pour protéger la vie et la santé de leurs populations de dangers provenant des aliments, sous réserve que ces mesures ne

Tableau 4.6 Fréquences minimales de surveillance/vérification pour les mesures de protection sanitaire

Mesures de protection sanitaire	Fréquence minimale de surveillance/vérification
Traitement des eaux usées	(a) Zones urbaines : un échantillon par quinzaine pour *E. coli* et un échantillon par mois pour les œufs d'helminthes.
	(b) Zones rurales : un échantillon tous les 3–6 mois pour les œufs d'helminthes.
	Pour les œufs d'helminthes, il faut disposer d'échantillons composites de 5 litres, préparés à partir d'échantillons instantanés prélevés six fois par jour (le lecteur trouvera dans le Volume V de ces Directives plus de détails sur ce point).
Irrigation localisée (goutte-à-goutte) de cultures à croissance lente ou rapide	Enquêtes annuelles pour vérifier les méthodes d'irrigation appliquées et les types de cultures pratiquées.
Irrigation par pulvérisation (limitation de la dérive de pulvérisation et zone tampon)	Enquêtes annuelles pour vérifier les méthodes appliquées pour limiter la dérive de pulvérisation et l'étendue de la zone tampon.
Dépérissement des agents pathogènes	Enquêtes annuelles locales pour déterminer la qualité microbienne des cultures irriguées avec des eaux usées au moment de la récolte et en certains points de vente de détail.
Lavage, désinfection, épluchage et cuisson à l'eau des produits	Enquêtes annuelles locales pour vérifier l'application dans les foyers de ces mesures de limitation de l'exposition portant sur la préparation des aliments et pour évaluer l'impact des programmes d'éducation à l'hygiène.

constituent pas des restrictions injustifiables au commerce (OMS, 1999). L'importation de légumes contaminés dans certains pays a provoqué des flambées épidémiques. En outre, il est possible que des agents pathogènes soient (ré)introduits dans des communautés ne disposant pas contre eux d'une immunité naturelle, provoquant ainsi des flambées épidémiques de grande ampleur (Frost et al., 1995 ; Kapperud et al., 1995). Les recommandations concernant le commerce international des produits alimentaires irrigués par des eaux usées doivent se fonder sur des principes rigoureux de gestion des risques scientifiques.

Les recommandations de l'OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture s'appuient sur une démarche du type analyse des risques, reconnue comme la méthodologie de base pour élaborer des normes de sécurité sanitaire des aliments, qui à la fois garantissent une protection suffisante de la santé et facilitent le commerce des aliments. Le respect des recommandations de l'OMS concernant les exportations de produits alimentaires irrigués par des eaux usées contribuera à garantir la salubrité des produits alimentaires faisant l'objet du commerce international. L'EUREPGAP, un organisme privé européen pour l'agriculture durable et la certification des importations alimentaires en Europe, interdit l'utilisation d'eaux usées non traitées pour l'irrigation des cultures, mais accepte celle d'eaux usées traitées jusqu'à obtenir les valeurs guides spécifiées dans la deuxième édition de ces Directives (EUREPGAP, 2004).

4.5 Normes nationales : écarts par rapport à l'objectif de $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an

Les objectifs de performances dont la mise au point est présentée dans la partie 4.2 pour l'irrigation restreinte et l'irrigation sans restriction garantissent une protection sanitaire « totale » (c'est-à-dire qu'ils permettent d'atteindre l'objectif lié à la santé de $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an). Néanmoins, on comprend que certains pays puissent souhaiter fixer des normes différentes en fonction de circonstances locales. Par exemple, certains pays en développement peuvent ne pas être en mesure d'assumer le coût de traitement des eaux usées, même dans le cas d'une irrigation restreinte. Le traitement de ces eaux peut être considéré comme faiblement prioritaire si l'incidence locale des maladies diarrhéiques est élevée et si d'autres interventions portant sur l'approvisionnement en eau, l'assainissement et la promotion de l'hygiène offrent un meilleur rapport coût/bénéfice dans la maîtrise de la transmission. Dans de telles circonstances, il est recommandé d'établir initialement une norme nationale prévoyant un niveau localement approprié de charge de morbidité supplémentaire tolérable, en fonction de l'incidence locale des maladies diarrhéiques – par exemple $\leq 10^{-5}$ ou $\leq 10^{-4}$ DALY par personne et par an.

Cette norme initiale doit être rendue progressivement de plus en plus stricte, de manière à atteindre finalement l'objectif lié à la santé de $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an (voir Anderson et al, 2001 ; von Sperling & Fattal, 2001). Il peut être nécessaire d'accompagner cette norme d'une interdiction légale du travail des enfants dans les champs irrigués par des eaux usées brutes ou insuffisamment traitées (initialement, cette interdiction peut s'appliquer, par exemple, aux enfants de moins de 10 ans et être étendue au cours du temps aux enfants de moins de 15 ans). Les motifs sanitaires d'une telle interdiction doivent être clairement expliqués aux personnes concernées et notamment à celles pratiquant une agriculture de subsistance et ayant des enfants de moins de 10 ou 15 ans. Des mesures de protection sanitaire supplémentaires visant à réduire les impacts négatifs sur la santé de la pratique actuellement répandue consistant à irriguer les cultures avec des eaux usées brutes sont présentées au chapitre 5.

Certains pays peuvent souhaiter se focaliser sur la prévention de la transmission des infections bactériennes résultant de l'irrigation par des eaux usées dans des contextes où l'immunité à l'égard des infections virales se développe à un âge précoce et où d'autres voies de transmission jouent un rôle plus important. Par exemple, les principaux facteurs de risque pour les infections à rotavirus sont les contacts de personne à personne, l'allaitement artificiel des nourrissons associé à un manque d'hygiène dans l'utilisation des biberons et l'apparition d'une immunité à l'âge de 5 ans chez la plupart des individus (même si des infections se manifestent chez les adultes). Le risque d'infection par *Campylobacter* est de 10^{-4} par personne et par an (Tableau 4.2). Cependant, la QMRA indique que la qualité de l'eau requise pour ne pas dépasser un risque d'infection à *Campylobacter* de 1×10^{-4} par personne et par an est inférieure d'une unité logarithmique à celle correspondant à un risque d'infection à rotavirus de 1×10^{-3}. Ainsi, dans le cas d'une irrigation sans restriction, les eaux usées devraient répondre à une spécification de qualité de 10^4–10^5 *E. coli* pour 100 ml, plutôt que de 10^3–10^4 *E. coli* pour 100 ml (voir Tableau 3.19 du chapitre 3). Dans un tel cas, le niveau de surveillance/vérification varierait aussi d'une unité logarithmique, ce qui l'amènerait, pour l'irrigation sans restriction des cultures à feuilles, à $\leq 10^5$ *E. coli* pour 100 ml. Les valeurs pour l'irrigation restreinte subiraient des modifications analogues (voir Tableaux 3.14 à 3.16).

Certains pays en développement peuvent aussi souhaiter fixer un objectif de performances moins exigeant au départ pour les œufs d'helminthes si la prévalence sur leur territoire des helminthiases est élevée et s'il est probable que d'autres interventions de

lutte contre les infections fourniront un meilleur rapport coût/efficacité à court terme. Par exemple, l'objectif initial peut être fixé à ≤10 ou ≤5 œufs par litre d'eaux usées traitées.

De même, un pays industrialisé appliquant déjà au niveau national un objectif lié à la santé plus strict (équivalent à $\leq 10^{-7}$ DALY par personne et par an, par exemple) ou d'autres objectifs (réglementations environnementales, par exemple) peut souhaiter les maintenir – par exemple lorsque ce pays se réfère déjà à une valeur plus faible du risque d'infection ou de maladie tolérable et dispose d'installations de traitement des eaux usées appropriées fonctionnant de manière fiable.

4.6 Produits chimiques

4.6.1 Objectifs liés à la santé

Pour déterminer les valeurs limites pour la concentration maximale tolérable de polluants dans les sols irrigués avec des eaux usées, on commence par établir la dose journalière admissible (DJA) pour l'homme pour un polluant donné. On retrace ensuite quantitativement le transport du polluant par diverses voies d'exposition environnementale pour obtenir une concentration tolérable de ce polluant dans le sol. L'exposition humaine aux polluants répandus sur les sols par le biais de l'irrigation avec des eaux usées peut s'effectuer selon huit voies différentes (USEPA, 1992) :

1. eaux usées → sol → végétaux → homme ;
2. eaux usées → sol → homme ;
3. eaux usées → sol → végétaux → animaux → homme ;
4. eaux usées → sol → animaux → homme ;
5. eaux usées → sol → particules en suspension dans l'air → homme ;
6. eaux usées → sol → eaux de ruissellement → eaux de surface → homme ;
7. eaux usées → sol → zone vadose → eaux souterraines → homme ;
8. eaux usées → sol → atmosphère → homme.

Pour obtenir les valeurs limites préliminaires dans les sols irrigués avec des eaux usées, une approche simplifiée a été adoptée. Au lieu d'évaluer toutes les voies d'exposition, l'OMS n'a considéré que a) le transfert des polluants dans la chaîne alimentaire par la voie : eaux usées → sol → végétaux → homme et b) l'ingestion de polluants à travers la consommation de céréales, de légumes, de cultures racines ou tubercules et de fruits. Le transfert dans la chaîne alimentaire est la principale voie d'exposition humaine aux polluants environnementaux. Si l'on se base sur le régime alimentaire mondial, la dose quotidienne ingérée de céréales, de légumes, de cultures racines ou tubercules et de fruits représente approximativement 75 % de la consommation journalière d'aliments d'un adulte (Gleick, 2000). Le scénario d'exposition supposait que la plupart des individus exposés étaient des résidents adultes (poids corporel de 60 kg) d'une zone d'épandage, dont la consommation de céréales, de légumes, de cultures racines et tubercules et de fruits était produite en totalité sur des sols irrigués par des eaux usées et que l'ingestion quotidienne de polluants résultant de cette consommation représentait 50 % de la DJA. Les 50 % restants de la DJA étaient attribués à d'autres voies d'exposition (par exemple l'eau de boisson, la cigarette, etc.).

En supposant le transfert dans la chaîne alimentaire comme étant la principale voie d'exposition aux polluants potentiellement dangereux présents dans les eaux usées, l'OMS a déterminé des valeurs limites définissant les concentrations maximales admissibles de polluants dans les sols pour une série de polluants organiques et inorganiques.

Ces concentrations maximales de polluants dans les sols récepteurs, admissibles compte tenu des impératifs de santé, sont présentées sous forme résumée dans le Tableau 4.7. Elles définissent des concentrations pédologiques sans risque au-dessus desquelles un transfert de polluants aux êtres humains peut se produire par le biais de la chaîne alimentaire. Dans le cas des éléments inorganiques, les concentrations dans les sols irrigués avec des eaux usées augmentent lentement avec chaque épandage d'eaux usées successif. En revanche, pour de nombreux polluants organiques, la probabilité d'atteindre par accumulation dans le sol les concentrations seuils calculées est faible, car leur concentration est habituellement très basse dans les eaux usées.

Tableau 4.7 Concentrations maximales tolérables dans le sol de divers produits chimiques toxiques compte tenu des exigences de protection de la santé humaine

Produit chimique	Concentration dans le sol (mg/kg)
Élément	36
Antimoine	8
Argent	302
Arsenic	0.2
Baryum[a]	1.7
Béryllium[a]	4
Bore[a]	635
Cadmium	84
Fluor	7
Mercure	0.6
Molybdène[a]	107
Nickel	6
Plomb	3
Sélénium	0.3
Thallium[a]	47
Vanadium[a]	0.48
Composés organiques	0.14
Aldrine	3
Benzène	211
Chlordane	0.47
Chlorobenzène	0.25
Chloroforme	1.54
2,4-D	15
DDT	0.17
Dichlorobenzène	0.000 12
Dieldrine	0.18
Dioxines	1.40
Heptachlore	12

Tableau 4.7 (suite)

Produit chimique	Concentration dans le sol (mg/kg)
Hexachlorobenzène	4.27
HPA (tels que le benzo[a]pyrène)	16
Lindane	0.89
Méthoxychlore	14
PCB	13 733
Pentachlorophénol	41
Phtalate	0.68
Pyrène	3.82
Styrène	1.25
2,4,5-T	0.54
Tétrachloroéthane	12
Tétrachloroéthylène	0.0013
Toluène	0.68
Toxaphène	
Trichloroéthane	

[a] Les valeurs limites calculées pour ces éléments se situent dans des plages de concentrations que l'on trouve habituellement dans les sols.

4.6.2 Qualité physicochimique des eaux usées traitées répondant aux besoins des végétaux pour leur croissance

Pour répondre aux besoins des végétaux pour leur croissance, la qualité physicochimique des eaux usées traitées servant à l'irrigation des cultures doit être conforme aux valeurs guides fixées par la FAO (Ayers & Westcot, 1985 ; Tanji & Kielen, 2002). Ces informations sont résumées dans l'annexe 1.

5
MESURES DE PROTECTION SANITAIRE

Comme indiqué dans le chapitre 4, l'objectif lié à la santé de ne pas dépasser une charge de morbidité supplémentaire tolérable de 10^{-6} DALY par personne et par an peut être atteint, lorsqu'on utilise des eaux usées traitées pour irriguer les cultures, par une combinaison de mesures de protection sanitaire qui réalisent une réduction globale des agents pathogènes de 6–7 unités logarithmiques (Figure 4.1 ; Tableau 4.3). Ces mesures de lutte contre les agents pathogènes comprennent :

- des restrictions portant sur les cultures ;
- des techniques d'épandage des eaux usées ;
- le dépérissement des agents pathogènes entre l'irrigation et la consommation des produits ;
- des mesures participant à la préparation des produits (lavage, désinfection, épluchage, cuisson) ;
- la limitation de l'exposition des êtres humains ;
- le traitement des eaux usées.

Les planificateurs et les concepteurs des schémas d'utilisation des eaux usées peuvent choisir les mesures de protection sanitaire en fonction de plusieurs facteurs, dont les infrastructures existantes de traitement des eaux usées et les produits qui seront cultivés. Dans le cas de nouveaux schémas, il peut être souhaitable de prévoir des restrictions portant sur les cultures dans la mesure où l'objectif de $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an est atteint par une réduction des agents pathogènes de 2–3 unités logarithmiques seulement, au lieu des 6–7 unités logarithmiques nécessaires pour l'irrigation sans restriction (Figure 4.1). Il s'agit par conséquent d'une option moins onéreuse.

La faisabilité et l'efficacité d'une combinaison quelconque de ces mesures de protection sanitaire dépendent de plusieurs facteurs, qui doivent être soigneusement pris en compte avant de mettre cette combinaison en application. Parmi ces facteurs, on peut mentionner :

- la disponibilité des ressources (main-d'œuvre, fonds, terres, eau) ;
- les pratiques sociales et agricoles existantes ;
- la demande du marché en cultures alimentaires et non alimentaires irriguées par des eaux usées ;
- les schémas existants de morbidité liée aux excretas ;
- les capacités institutionnelles et les compétences pour garantir l'efficacité de certaines mesures de protection sanitaire (par exemple : la capacité a) à garantir que le traitement des eaux usées fournit le degré d'efficacité requis dans la réduction des agents pathogènes ; et b) la capacité à promouvoir efficacement le lavage ou la désinfection des produits irrigués avec des eaux usées).

Ces mesures de protection sanitaire sont efficaces contre les agents pathogènes et certains produits chimiques présents dans les eaux usées qui constituent les principaux dangers pour la santé associés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Il existe néanmoins des risques secondaires pouvant résulter de la création d'habitats qui facilitent la survie et la reproduction des vecteurs et par conséquent augmentent la propagation des maladies à transmission vectorielle dans certaines zones irriguées par des eaux usées. L'analyse de tout système d'irrigation par des eaux usées existant ou proposé permet de repérer les points à risque clés et constitue une étape importante dans l'identification des mesures de protection sanitaire qui pourraient être indiquées (voir chapitre 6). Une éva-

luation de l'impact sanitaire (annexe 3) contribue également à l'identification des dangers pour la santé et des facteurs de risque susceptibles d'être associés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture ; ces études fourniront un contexte à la formulation d'un plan d'action en faveur de la santé publique.

Les mesures de protection sanitaire précédemment énumérées sont examinées en détail dans les parties 5.1 à 5.6. Leur application dans le cadre de l'utilisation d'eaux usées non traitées pour irriguer les cultures est présentée dans la partie 5.7.

5.1 Restrictions portant sur les cultures

L'irrigation restreinte produit des cultures utiles et profitables, dont a) des cultures non alimentaires (coton et cultures biocarburants comme le jojoba, le jatropha ou le colza, par exemple) ; b) des cultures alimentaires qui sont transformées avant consommation (blé) ; et c) des cultures alimentaires devant subir une cuisson (pommes de terre, riz). Le groupe des individus vulnérables comprend les personnes qui travaillent dans les champs irrigués (et également, si l'on recourt à l'irrigation par pulvérisation ou par aspersion, les habitants proches, voir partie 5.2). Les consommateurs de ces cultures sont protégés parce qu'ils ne les consomment pas en tant qu'aliments ou parce qu'ils ne les consomment qu'après une transformation et/ou une cuisson poussées, qui inactivent les agents pathogènes. Comme indiqué sur la Figure 4.1 et dans la partie 4.2.2, l'objectif lié à la santé de $\leq 10^{-6}$ DALY par travailleur agricole et par an peut être atteint avec une réduction des agents pathogènes de 2 ou 3 unités logarithmiques (selon que des enfants de moins de 15 ans font ou non partie des personnes exposées), valeur à comparer à la réduction de 6–7 unités logarithmiques, nécessaire en cas d'irrigation sans restriction.

Les restrictions portant sur les cultures imposent, bien sûr, que les agriculteurs n'utilisent que des eaux usées traitées jusqu'à obtenir la qualité requise pour l'irrigation sans restriction de cultures alimentaires destinées à être consommées crues. Ainsi, l'irrigation restreinte est praticable dans les situations où :

- la société est respectueuse des lois et/ou les lois sont strictement appliquées ;
- un organisme public contrôle l'affectation des déchets et dispose de l'autorité légale pour faire respecter les restrictions portant sur les cultures ;
- les projets d'irrigation sont soumis à une gestion centralisée et solide ;
- il existe une demande suffisante en cultures autorisées dans le cadre des restrictions et ces cultures fournissent un profit raisonnable ;
- il n'existe guère de pression du marché en faveur de cultures exclues par les restrictions.

Il importe que les planificateurs et les concepteurs de schémas d'irrigation restreinte fassent participer, à un stade précoce, les agriculteurs locaux au processus de planification pour recueillir leur avis et déterminer quelles cultures « soumises à restriction » il sera possible de cultiver avec un profit raisonnable. Ils doivent clairement comprendre les différences entre irrigation sans restriction et restreinte (et notamment connaître les différentes qualités d'eaux usées utilisées dans chaque cas) et être conscients des conséquences pour la santé qu'aurait l'irrigation de cultures alimentaires destinées à être consommées crues avec des eaux usées traitées seulement jusqu'au degré requis par l'irrigation restreinte.

On relève des exemples réussis de schémas de restrictions portant sur les cultures en Inde, au Mexique, au Pérou et au Chili (Blumenthal et al., 2000b ; Buechler & Devi,

2003). Au Chili, l'application de restrictions portant sur les cultures, lorsqu'elle s'accompagnait d'un programme général d'éducation à l'hygiène, réduisait de 90 % la transmission du choléra par consommation sans cuisson de légumes irrigués avec des eaux usées brutes (Monreal, 1993). L'expérience acquise à Hyderabad, en Inde, indique que l'irrigation restreinte n'est pas synonyme de restrictions pour les revenus des agriculteurs : deux des cultures irriguées avec des eaux usées les plus profitables sont l'herbe de Para (utilisée pour nourrir les buffles d'eau) et les fleurs de jasmin (servant à aromatiser le thé) (Buechler & Devi, 2003).

5.2 Techniques d'épandage des eaux usées

Le choix de la méthode d'application des eaux usées peut influer sur l'état de santé des travailleurs agricoles, des consommateurs et des communautés voisines (Tableau 5.1).

Tableau 5.1 Choix des techniques d'épandage des eaux usées compte tenu des exigences de protection de la santé

Technique d'irrigation	Facteurs influant sur le choix	Mesures spéciales concernant les eaux usées
Submersion	Coût le plus bas Pas de nécessité d'un nivellement précis	Protection complète des travailleurs agricoles, des personnes manipulant les récoltes et des consommateurs
Rigoles d'infiltration	Faible coût Nivellement éventuellement nécessaire	Protection des travailleurs agricoles, et éventuellement des personnes manipulant les récoltes et des consommateurs
Pulvérisation et aspersion	Efficacité de l'utilisation des eaux usées moyenne Pas de nécessité d'un nivellement Des pulvérisateurs avancés permettant de diminuer la contamination des cultures et éventuellement celle touchant les communautés locales ont été mis au point ; ils sont capables de réduire l'exposition aux agents pathogènes d'une unité logarithmique	Certaines cultures, en particulier les arbres fruitiers, ont tendance à subir une plus forte contamination Distance minimale de 50–100 m avec les habitations et les routes Ne pas utiliser d'eaux usées anaérobies à cause des nuisances olfactives De nouvelles technologies sont capables de réduire la dérive de pulvérisation et la contamination des cultures par un meilleur ciblage
Souterraine et localisée (par goutte-à-goutte et par ajutage)	Coût élevé Grande efficacité de l'utilisation des eaux usées Rendements plus élevés Important potentiel de réduction de la contamination des cultures Les systèmes d'irrigation localisée et l'irrigation souterraine peuvent substantiellement diminuer l'exposition aux agents pathogènes (2–6 unités logarithmiques)	Irrigation localisée : choisir des goutteurs anti-bouchage ; prévoir une filtration pour prévenir le bouchage des goutteurs

5.2.1 Irrigation par submersion et par rigoles d'infiltration

C'est l'utilisation des techniques d'irrigation par rigoles d'infiltration et par submersion qui comporte les plus grands risques pour les travailleurs agricoles et leurs familles. Le risque est particulièrement important lorsque ces personnes ne portent pas de vêtements de protection (bottes, chaussures et gants, par exemple) et lorsqu'elles déplacent la terre à la main (Blumenthal et al., 2000b). Néanmoins, un traitement des eaux usées réalisant une réduction des agents pathogènes de 2–3 unités logarithmiques protègent les travailleurs agricoles (parties 4.2.3 et 5.6).

5.2.2 Irrigation par pulvérisation et aspersion

C'est l'irrigation par pulvérisation et par aspersion qui présente le plus grand potentiel de propagation de la contamination à la surface des cultures et de nuisance pour les communautés vivant à proximité. Les bactéries et les virus (mais habituellement pas les œufs d'helminthes ou les kystes et oocystes de protozoaires) peuvent être transmis par le biais d'aérosols aux communautés voisines. Lorsqu'on utilise des eaux usées pour irriguer par pulvérisation ou par aspersion, il peut être nécessaire de définir une zone tampon (50–100 m des habitations et des routes, par exemple) pour prévenir les effets préjudiciables sur la santé des communautés locales. La mise en place d'une zone tampon adaptée équivaut à une réduction des agents pathogènes d'une unité logarithmique (voir Tableau 4.3 du chapitre 4) (NRMMC & EPHCA, 2005). Il est possible de réduire la dérive de pulvérisation provenant du site d'épandage en utilisant des dispositifs tels que des pulvérisateurs à jet porté, des micro-pulvérisateurs, des pulvérisateurs partiellement circulaires (jet orienté à 180° vers l'intérieur), des arbres ou des arbustes écrans, plantés aux bords des champs et des systèmes de commutation à anémomètre (NRMMC & EPHCA, 2005).

5.2.3 Irrigation localisée

Les techniques d'irrigation localisée (par ajutage ou par goutte-à-goutte, par exemple) offrent en revanche la meilleure protection sanitaire aux travailleurs agricoles car les eaux usées sont appliquées directement sur les végétaux. Bien que ces techniques soient généralement les plus coûteuses à mettre en œuvre des systèmes d'irrigation par goutte-à-goutte peu onéreux ont récemment été adoptés par certains agriculteurs au Cap Vert et en Inde (Kay, 2001 ; Postel, 2001 ; FAO, 2002). Les bénéfices de ces systèmes en termes de réduction de la quantité d'eaux (usées) utilisée et d'augmentation des rendements agricoles ont convaincu de nombreux agriculteurs cap-verdiens privés d'irriguer leurs cultures par goutte-à-goutte. Des recherches plus poussées sur les stratégies viables faisant appel à des matériaux locaux appropriés (bambou, par exemple) pourraient faciliter une plus large utilisation de cette technologie dans divers pays à ressources limitées.

On estime que l'irrigation localisée fournit une réduction supplémentaire des agents pathogènes de 2–4 unités logarithmiques, selon que les parties récoltées des cultures sont en contact ou non avec le sol (voir Tableau 4.3) (NRMMC & EPHCA, 2005).

Les goutteurs utilisés pour l'irrigation par goutte-à-goutte peuvent s'obstruer si la teneur en matières solides en suspension des eaux usées est élevée. Un bouchage des goutteurs peut aussi se produire sous l'effet de la migration d'algues en provenance du sol, comme dans le cas où les eaux usées libèrent des nutriments. Les algues issues des bassins de stabilisation ne bouchent habituellement pas les goutteurs, même s'il faut veiller à choisir des goutteurs ne s'obstruant pas facilement (Taylor et al., 1995 ; Capra & Scicolone, 2004).

5.2.4 Arrêt de l'irrigation

Vaz da Costa Vargas, Bastos & Mara (1996) ont montré que l'arrêt de l'irrigation avec des eaux usées une ou deux semaines avant la récolte peut réduire efficacement la contamination des cultures en laissant le temps à un certain dépérissement des agents pathogènes de s'effectuer (partie 5.3). Dans les contextes non réglementés, il sera néanmoins probablement difficile de faire appliquer des périodes de retrait car de nombreux légumes (y compris les laitues et d'autres légumes à feuilles) ont besoin d'être arrosés presque jusqu'à la récolte pour acquérir une plus grande valeur marchande. Cette interruption peut cependant être pratiquée avec certaines cultures fourragères qui n'ont pas besoin d'être récoltées au maximum de leur fraîcheur (Blumenthal et al., 2000b). Une autre solution consiste à irriguer les cultures avec de l'eau provenant d'une source non contaminée (lorsqu'on en dispose) entre l'interruption de l'utilisation d'eaux usées et la récolte.

5.3 Dépérissement des agents pathogènes avant la consommation des produits

L'existence d'un intervalle entre la dernière irrigation et la consommation des produits fait baisser le nombre d'agents pathogènes (bactéries, protozoaires et virus) d'environ 1 unité logarithmique par jour (Petterson & Ashbolt, 2003). La valeur précise de cette réduction dépend des conditions climatiques, le dépérissement s'effectuant plus rapidement (approximativement 2 unités logarithmiques par jour) par temps chaud et sec et plus lentement (approximativement 0,5 unité logarithmique par jour) par temps froid ou humide sans beaucoup d'ensoleillement direct. Cette réduction est extrêmement fiable et doit être prise en compte lors du choix de la combinaison de traitements des eaux usées et de mesures de protection sanitaire (voir Figure 4.1 du chapitre 4). Les œufs d'helminthes peuvent rester viables à la surface des cultures sur une durée allant jusqu'à deux mois, bien que peu d'entre eux survivent au-delà de 30 jours environ (Strauss, 1996) (voir également partie 3.1.1).

5.4 Mesures à appliquer dans la préparation des aliments

Un lavage énergique sous l'eau courante des cultures à surface irrégulière (laitues, persil, par exemple) et des légumes destinés à être consommés crus permet de réduire la quantité de bactéries d'au moins une unité logarithmique et dans le cas des cultures à surface lisse (concombres ou tomates, par exemple) d'environ 2 unités logarithmiques (Brackett, 1987 ; Beuchat, 1998 ; Lang et al., 2004). Un lavage avec une solution désinfectante (habituellement une solution d'hypochlorite), suivi d'un rinçage à l'eau courante, produit une réduction des agents pathogènes de 1–2 unités logarithmiques. Un lavage avec une solution détergente (liquide vaisselle, par exemple), suivi d'un rinçage à l'eau courante, peut fournir une réduction des œufs d'helminthes de 1–2 unités logarithmiques (B. Jiménez-Cisneros, communication personnelle, 2005).

L'épluchage des fruits et des légumes racines diminue la quantité d'agents pathogènes de 2 unités logarithmiques au moins. La cuisson des légumes permet d'obtenir une réduction pratiquement complète (5–6 unités logarithmiques) de ces agents.

Ces réductions sont extrêmement fiables et doivent toujours être prises en compte lors de la sélection d'une combinaison de traitements des eaux usées et d'autres mesures de limitation de l'exposition en vue de protéger la santé (voir Figure 4.1). Des programmes efficaces d'éducation à l'hygiène et de promotion de ces pratiques sont nécessaires pour apprendre aux personnes qui manipulent les aliments au niveau local (sur les

marchés, à domicile et dans les restaurants ou les stands alimentaires) comment et pourquoi elles doivent laver efficacement les produits irrigués avec des eaux usées à l'eau ou avec une solution désinfectante et/ou détergente.

5.5 Limitation de l'exposition humaine

5.5.1 Travailleurs agricoles

Les travailleurs agricoles présents dans les champs sont exposés à un risque potentiel et souvent effectif d'infection parasitique. Néanmoins, une étude cas-témoins réalisée récemment au Viet Nam sur la culture du riz sur sol humide et irrigué par des eaux usées montre que les agriculteurs participant à cette culture ne présentent pas de risque plus élevé d'infection par des helminthes que ceux utilisant de l'eau de rivière pour l'irrigation (Trang et al., sous presse). Ces risques peuvent être diminués, voire éliminés, par l'application de méthodes d'irrigation moins contaminantes (partie 5.2) et le port de vêtements de protection appropriés (c'est-à-dire de chaussures ou de bottes pour les personnes travaillant dans les champs et de gants pour celles manipulant les récoltes). La réduction de l'exposition aux agents pathogènes que ces mesures de protection sanitaire permettraient d'obtenir n'a pas été quantifiée, mais on s'attend à ce que ces mesures aient un effet positif important. Cet effet est particulièrement attendu dans le cas du port de telles chaussures ou de bottes dans les situations où il existe un risque de transmission de l'ankylostomiase ou de la schistosomiase. Les travailleurs agricoles doivent pouvoir accéder à des installations d'assainissement et à une eau utilisable pour la boisson et pour l'hygiène personnelle afin d'éviter la consommation d'eaux usées et tout contact avec ce type d'eau. De même, de l'eau saine doit être disponible sur les marchés pour le lavage et le « rafraîchissement » des produits. Une étude menée au Pérou a signalé que des cultures irriguées avec des eaux usées présentant des quantités acceptables de bactéries au stade de l'exploitation étaient fréquemment recontaminées sur les marchés (Castro de Esparza & Vargas, 1990, cité dans Peasey et al., 2000).

Des programmes efficaces de promotion de l'hygiène sont presque toujours nécessaires (Blumenthal et al., 2000b). Ils doivent viser les travailleurs agricoles, les personnes manipulant les produits, les vendeurs et les consommateurs. Ils doivent mettre l'accent sur le lavage des mains avec du savon. Il peut être possible de lier la promotion de l'hygiène à des activités de développement agricole ou à d'autres programmes sanitaires (programmes de vaccination, par exemple).

Le risque que le bétail ingère des œufs d'helminthes présents dans le sol est élevé, car la dose de matières sèches qu'absorbent les bovins en paissant peut contenir 1 à 18 % de sol et jusqu'à 30 % de sol dans le cas des ovins, selon la façon dont est géré leur approvisionnement en herbe (Cabaret et al., 2002). S'il est connu que les œufs de *Taenia* peuvent survivre plusieurs mois sur les pâturages, le risque de cysticercose bovine est grandement réduit en cessant l'épandage d'eaux usées au moins deux semaines avant qu'on laisse paître le bétail (Feachem et al., 1983). Il est possible d'endiguer la transmission des vers plats par une inspection soigneuse des viandes, sous réserve que l'abattage des animaux ne s'effectue que dans des abattoirs agréés, où toutes les carcasses sont inspectées et où toutes celles trouvées infectées sont mises au rebut.

Il convient également de prendre des précautions pour prévenir la transmission de la schistosomiase dans les zones où cette maladie est endémique. Par exemple, les travailleurs agricoles doivent porter des bottes lorsqu'ils travaillent dans des canaux d'irrigation. Dans le cas des dispositifs d'irrigation à l'échelle industrielle, des molluscicides doivent être ajoutés aux eaux usées traitées en sortie de l'installation de traitement.

5.5.2 Consommateurs

Les mesures participant à la préparation des aliments décrites dans la partie 5.4 protègent les consommateurs, mais pas les personnes chargées de cette préparation, qui sont mieux protégées par des techniques de limitation de l'exposition telles qu'une hygiène personnelle et domestique rigoureuse, le lavage fréquent des mains avec du savon et l'utilisation de zones séparées pour la préparation des aliments et leur manipulation ultérieure une fois lavés, désinfectés et cuits. Il faut aussi enseigner et promouvoir efficacement l'hygiène.

5.5.3 Chimiothérapie et vaccination

La vaccination contre les helminthiases et contre la plupart des maladies diarrhéiques n'est actuellement pas praticable. Cependant, il peut valoir la peine d'envisager la vaccination des groupes les plus exposés contre la typhoïde. Les touristes se rendant dans des zones où l'on utilise fréquemment des eaux usées pour irriguer les cultures doivent être vaccinés contre cette maladie et contre l'hépatite A pour leur conférer une meilleure protection.

La disponibilité d'installations médicales appropriées pour traiter les maladies diarrhéiques ainsi qu'une chimiothérapie régulière peuvent apporter une protection supplémentaire. Cette chimiothérapie peut inclure le contrôle chimiothérapeutique des helminthiases aiguës chez l'enfant et la lutte contre l'anémie chez les enfants et les adultes, en particulier chez les femmes et les filles réglées. La chimiothérapie doit être renouvelée à intervalles réguliers pour être efficace. La fréquence d'administration nécessaire pour maintenir la charge parasitique à un niveau bas (par exemple aussi bas que dans le reste de la population) dépend de l'intensité de la transmission, mais les enfants vivant dans des zones d'endémie peuvent avoir besoin d'être traités 2 à 3 fois par an (Montresor et al., 2002). Albonico et al. (1995) ont constaté qu'il était possible de ramener le taux de réinfection par les helminthes aux niveaux antérieurs au traitement en menant pendant six mois une campagne de chimiothérapie de masse, sous réserve que les conditions ne changent pas.

La chimiothérapie et la vaccination ne peuvent normalement être considérées comme des stratégies adaptées pour protéger les travailleurs agricoles et leurs familles exposés à des eaux usées brutes (partie 5.7). Néanmoins, lorsque ces travailleurs relèvent de structures organisées, telles que des fermes d'État ou d'entreprise, la chimiothérapie et la vaccination peuvent être bénéfiques en tant que mesures palliatives, en attendant une amélioration de la qualité des eaux usées utilisées ou l'adoption d'autres mesures de limitation de l'exposition visant à protéger la santé (vêtements de protection, par exemple).

En ce qui concerne la schistosomiase, un programme de chimiothérapie ciblant les populations à haut risque est recommandé. Dans les situations de forte prévalence, l'OMS préconise de traiter une fois par an les enfants d'âge scolaire. Un traitement pour les autres groupes à haut risque (travailleurs agricoles, par exemple) doit être mis à la disposition des communautés. Dans les contextes où la prévalence de la schistosomiase est modérée, les enfants d'âge scolaire doivent être traités une fois tous les deux ans. Dans les communautés où cette prévalence est faible, les enfants d'âge scolaire doivent être traités à deux reprises au cours de leur scolarité primaire (une fois au début et une fois à la fin de cette scolarité) (OMS, 2002).

5.6 Traitement des eaux usées

Dans cette partie, les procédés de traitement des eaux usées sont décrits principalement sous l'angle de leur capacité à éliminer les agents pathogènes excrétés, plutôt qu'à travers

leurs principes et leur fonctionnement, qui sont présentés en détail dans certains documents récents (Metcalf & Eddy, Inc., 2003 ; Mara, 2004 ; Ludwig et al., 2005, von Sperling & Chernicharo, 2005, par exemple). La validation, la surveillance opérationnelle et la surveillance/vérification des procédés de traitement des eaux usées sont exposées au chapitre 6. On trouve une revue complète de la réduction des agents pathogènes dans l'environnement, y compris leur élimination dans le cadre du traitement des eaux usées dans Asano (1998) et Feachem et al. (1983). Les plages habituelles d'élimination des agents pathogènes par divers procédés de traitement des eaux usées sont indiquées dans le Tableau 5.2.

Arthur (1983) fournit une méthodologie rigoureuse d'évaluation des coûts, y compris le coût du terrain nécessaire, pour comparer et sélectionner des procédés de traitement des eaux usées. Les avantages et les inconvénients d'une série diversifiée de ces procédés sont récapitulés dans le Tableau 5.3.

Cette partie décrit deux types de systèmes de traitement :

- des systèmes biologiques bas débit : principalement des systèmes composés de bassins, avec des temps de séjour prolongés ;
- des procédés haut débit : principalement des installations techniques, avec des temps de séjour brefs (dans lesquels circule un fort débit).

5.6.1 Systèmes biologiques bas débit

Bassins de stabilisation

Les bassins de stabilisation sont des bassins peu profonds utilisant des facteurs naturels tels que la lumière solaire, la température, la sédimentation, la dégradation biologique, etc., pour traiter les eaux usées (Jiménez, 2003 ; Mara, 2004). Les systèmes de traitement de l'eau composés de bassins de stabilisation comprennent habituellement des bassins anaérobies, facultatifs et de maturation, reliés en série. Pour fournir des performances optimales, les bassins doivent être conçus de manière à réduire au minimum ou à éliminer les courts-circuits hydrauliques. Dans un environnement tropical (20–30°C), un système de bassins de stabilisation bien conçu et exploité et entretenu correctement peut réaliser une élimination des virus de 2–4 unités logarithmiques, une élimination des agents pathogènes bactériens de 3–6 unités logarithmiques, une élimination des kystes et des oocystes de protozoaires de 1–2 unités logarithmiques et une élimination des œufs d'helminthes de 3 unités logarithmiques. La valeur exacte de ces degrés d'élimination dépend du nombre de bassins en série et des temps de séjour dans ces bassins (Mara & Silva, 1986 ; Oragui et al., 1987 ; Grimason et al., 1993 ; voir Mara, 2004, pour plus de détail sur la conception des bassins de stabilisation en vue de l'élimination des agents pathogènes).

Les kystes et oocystes de protozoaires et les œufs d'helminthes sont éliminés par sédimentation (et restent ainsi dans les boues de bassin). Les virus sont éliminés par adsorption sur des matières solides, notamment des algues (si ces matières solides décantent, les virus adsorbés restent aussi dans les boues de bassin). Les bactéries sont éliminées ou inactivées par plusieurs mécanismes, dont la température, une valeur du pH supérieur à 9,4 (induite par la photosynthèse rapide des algues) et l'association d'une forte intensité lumineuse (longueur d'onde >450 nm) et d'une concentration élevée d'oxygène dissous (Curtis, Mara & Silva, 1992).

La conception des bassins de stabilisation destinés à éliminer les œufs d'helminthes et *E. coli* est présentée dans ses grandes lignes dans l'Encadré 5.1 ; les deux procédures décrites sont très fiables et, comme indiqué dans l'Encadré, on peut utiliser des mesures

Tableau 5.2 Réduction ou inactivation en unités logarithmiques des agents pathogènes excrétés réalisée par une sélection de procédés de traitement des eaux usées

Procédé de traitement	Élimination des agents pathogènes en unités logarithmiques[a]			
	Virus	Bactéries	Kystes ou oocystes de protozoaires	Œufs d'helminthes
Procédés biologiques bas débit				
Bassins de stabilisation	1–4	1–6	1–4	1–3[b]
Réservoirs de stockage et de traitement des eaux usées	1–4	1–6	1–4	1–3[b]
Marais artificiels	1–2	0.5–3	0.5–2	1–3[b]
Procédés haut débit				
Traitement primaire				
Sédimentation primaire	0–1	0–1	0–1	0–<1[b]
Traitement primaire amélioré chimiquement	1–2	1–2	1–2	1–3[b]
Réacteurs anaérobies à lit de boues à flux ascendant	0–1	0.5–1.5	0–1	0.5–1[b]
Traitement secondaire				
Boues activées + sédimentation secondaire	0–2	1–2	0–1	1–<2[b]
Filtres à lit bactérien + sédimentation secondaire	0–2	1–2	0–1	1–2[c]
Lagune aérée + bassin de décantation	1–2	1–2	0–1	1–3[c]
Traitement tertiaire				
Coagulation/floculation	1–3	0–1	1–3	2[b]
Filtration sur sable granulaire haut ou bas débit	1–3	0–3	0–3	1–3[b]
Filtration sur lit double	1–3	0–1	1–3	2–3[b,d]
Membranes	2.5–>6	3.5–>6	>6	>3[b,d]
Désinfection				
Chloration (chlore libre)	1–3	2–6	0–1.5	0–<1[b]
Ozonation	3–6	2–6	1–2	0–2[c]
Irradiation par des ultraviolets	1–>3	2–>4	>3	0[e]

Sources : Feachem et al. (1983) ; Schwartzbrod et al. (1989) ; Sobsey (1989) ; El-Gohary et al. (1993) ; Rivera et al. (1995) ; Rose et al. (1996, 1997) ; Strauss (1996) ; Landa, Capella & Jiménez (1997) ; Clancy et al. (1998) ; National Research Council (1998) ; Yates & Gerba (1998) ; Karimi, Vickers & Harasick (1999) ; Lazarova et al. (2000) ; Jiménez et al. (2001) ; Jiménez & Chávez (2002) ; Jiménez (2003, 2005) ; von Sperling et al. (2003) ; Mara (2004) ; Rojas-Valencia et al. (2004) ; OMS (2004a) ; NRMMC & EPHCA (2005).

[a] Les réductions en unités logarithmiques sont des réductions en unités logarithmiques décimales définies comme le logarithme à base 10 (Log_{10}) du rapport de la concentration initiale d'agents pathogènes à la concentration finale d'agents pathogènes. Ainsi, une réduction d'une unité logarithmique = réduction de 90 % ; une réduction de 2 unités logarithmiques = réduction de 99 % ; réduction de 3 unités logarithmiques = réduction de 99,9 %, etc.

[b] Données provenant d'installations pleine échelle.

[c] Efficacité théorique d'après les mécanismes d'élimination.

[d] Données de tests présentant une réduction de la concentration initiale d'agents pathogènes allant jusqu'à 2 unités logarithmiques ; l'élimination peut être plus importante qu'indiqué.

[e] Données de tests en laboratoire.

Tableau 5.3 Avantages et inconvénients de divers procédés de traitement des eaux usées

Traitement	Avantages	Inconvénients[a]
Systèmes biologiques bas débit		
Bassins de stabilisation, réservoirs de stockage et de traitement des eaux usées	Efficaces pour réduire la concentration d'agents pathogènes (tous les types de pathogènes) Faibles coûts de construction, d'exploitation et de maintenance Simplicité du fonctionnement et de la maintenance Production d'une faible quantité de boue contenant peu d'œufs d'helminthes Bon fonctionnement sous les climats chauds avec une évaporation faible à moyenne Aucun besoin en énergie électrique pour le fonctionnement Participation à la réconciliation de la production d'eaux usées avec la demande en eau d'irrigation en raison de la possibilité de stocker de l'eau en vue de son utilisation pendant les pics de demande	La présence de courts-circuits hydrauliques peut réduire l'efficacité d'élimination des agents pathogènes La présence d'algues dans les effluents peut gêner l'épandage de l'eau d'irrigation Importants besoins en terrain (en particulier dans les environnements tempérés) Risque de favoriser la reproduction de vecteurs de maladie en cas d'insuffisance de l'entretien Sous les climats arides, la forte évaporation conduit à une perte de ressources en eau et à une augmentation de la salinité des effluents
Marais artificiels	Réduction efficace des concentrations d'agents pathogènes – Efficacité moyenne dans l'élimination des bactéries et des virus Coût bas, faible complexité Fonctionnement et exigences en matière de maintenance relativement simples Pas de besoins en électricité Possibilités d'amélioration de l'environnement pour d'autres espèces (oiseaux, par exemple)	Élimination des agents pathogènes variable et conditionnée par divers facteurs Aménagement et végétaux à mettre en place différents selon le contexte Sous les climats arides, la forte évapotranspiration conduit à une perte de ressources en eau et à une augmentation de la salinité des effluents Risque de favoriser la reproduction de vecteurs de maladie Les excreta de la faune peuvent entraîner une détérioration de la qualité des effluents
Procédés haut débit		
Sédimentation primaire	Faible coût Technologie simple	Faible élimination des agents pathogènes
Traitement primaire chimiquement amélioré	Amélioration de la sédimentation primaire à faible coût Peu de besoins en terrain Élimination très efficace des œufs d'helminthes Production d'effluents adaptés aux besoins agricoles	Production d'une plus grande quantité de boues qu'une sédimentation primaire normale Nécessité de traiter les boues produites pour inactiver les agents pathogènes Nécessité d'utiliser des produits chimiques

Tableau 5.3 (suite)

Traitement	Avantages	Inconvénients[a]
Boues activées ou filtres à lit biologique + sédimentation secondaire + désinfection	Technologie largement disponible et bien comprise Possibilité d'optimiser les performances pour obtenir une bonne élimination des agents pathogènes	Coût élevé et grande complexité Nécessité de disposer de personnel formé Besoins en électricité Production de grands volumes de boues, qui doivent être manipulés, traités et éliminés Nécessité de traiter les boues produites pour inactiver les agents pathogènes Le gonflement des boues peut faire augmenter la quantité d'œufs d'helminthes présente dans les effluents
Réacteur anaérobie à lit de boues à flux ascendant	Faible coût Efficacité moyenne dans l'élimination des œufs d'helminthes	Risque de mauvaises odeurs dues aux effluents Nécessité de disposer de personnel formé Nécessité de digérer et/ou de traiter les boues pour inactiver les agents pathogènes
Lagune aérée + bassin de décantation	Technologie largement disponible et bien comprise Possibilité d'optimiser les performances pour obtenir une bonne élimination des agents pathogènes Sédimentation primaire inutile	Besoins en électricité Nécessité de disposer d'une surface de terrain plus importante que pour les autres procédés haut débit Coût et complexité moindres que pour les autres procédés haut débit Nécessité de traiter les boues pour inactiver les agents pathogènes
Coagulation, floculation et sédimentation	Meilleure efficacité de l'élimination/de l'inactivation des virus et autres agents pathogènes Faible coût additionnel	Augmentation de la production de boues Nécessité de traiter les boues pour inactiver les agents pathogènes
Filtration sur sable granulaire haut débit ou bas débit	Amélioration de l'élimination des agents pathogènes Technologie bien comprise Faible coût additionnel	Nécessité d'une gestion attentive pour optimiser les performances Les filtres bas débit nécessitent plus d'espace Nécessité de traiter les boues pour inactiver les agents pathogènes
Filtration sur lit double	En cas d'utilisation après un traitement primaire, élimination efficace des kystes et oocystes de protozoaires et des œufs d'helminthes En cas d'utilisation après un traitement secondaire, élimination efficace des agents pathogènes Technologie bien comprise Faible coût additionnel	Faible efficacité dans l'élimination des bactéries et des virus Nécessité d'une gestion attentive pour optimiser les performances

Tableau 5.3 (suite)

Traitement	Avantages	Inconvénients[a]
Chloration (chlore libre)	Méthode de désinfection la moins onéreuse	Procédé nécessitant un prétraitement pour être efficace
	Technologie bien comprise	Faible efficacité dans l'inactivation des protozoaires et des helminthes
	Inactivation efficace des bactéries et des virus	Génération de sous-produits de désinfection
		Produits chimiques dangereux
Désinfection à l'ozone	Inactivation efficace des bactéries, des virus et de certains protozoaires	Procédé efficace lorsque la teneur en matières organiques est faible
		Procédé plus coûteux et plus complexe que la chloration
		Faible efficacité dans l'inactivation des protozoaires et des helminthes
		Nécessité de générer l'ozone sur le site
		Production de sous-produits dangereux
Désinfection par les ultraviolets	Efficacité dans l'inactivation des bactéries, des virus et de certains protozoaires	Procédé efficace uniquement sur des effluents ayant une faible teneur en matières solides en suspension et présentant une transmittance élevée
	Faible coût	Pas d'inactivation des œufs d'helminthes
	Ni utilisation, ni génération de produits chimiques toxiques	Risque de baisse des performances du fait de la présence de matières particulaires ou de la formation de films biologiques
		Nécessité de bien entretenir les lampes
Sédimentation primaire + bioréacteurs à membranes	Élimination de tous les agents pathogènes	Procédé complexe
		Procédé coûteux
		Nécessité de traiter les boues pour inactiver les agents pathogènes
		Encrassement des membranes

Sources : Feachem et al. (1983) ; Schwartzbrod et al. (1989) ; Sobsey (1989) ; Rivera et al. (1995) ; Rose et al. (1996, 1997) ; Strauss (1996) ; Landa, Capella & Jiménez (1997) ; Asano & Levine (1998) ; Clancy et al. (1998) ; National Research Council (1998) ; Yates & Gerba (1998) ; Karimi, Vickers & Harasick (1999) ; Lazarova et al. (2000) ; Jiménez et al. (2001) ; Jiménez & Chávez (2002) ; Jiménez (2003, 2005) ; Metcalf & Eddy, Inc. (2003) ; von Sperling et al. (2003) ; Mara (2004) ; Rojas-Valencia et al. (2004) ; OMS (2004a) ; NRMMC & EPHCA (2005) ; von Sperling & Chernicharo (2005).

[a] Nombre de ces inconvénients peuvent être minimisés par une conception technique soigneuse et par une exploitation et une maintenance bien menées.

des temps de séjour moyens dans les bassins de stabilisation comme estimation substitutive simple du nombre d'œufs d'helminthes dans les effluents finaux (pour vérifier la conformité avec l'objectif de réduction microbienne portant sur les œufs d'helminthes de ≤1 œuf par litre). Il faut toujours tenir compte de l'évaporation dans la conception des bassins de stabilisation (Mara, 2004).

C'est sous les climats chauds que les bassins de stabilisation sont les plus efficaces. Sous des climats plus froids, ils conservent une certaine efficacité, mais nécessitent des temps de séjour plus longs et donc des surfaces de terrain plus importantes. Sous un

Encadré 5.1 Conception des bassins de stabilisation en vue de la réduction des œufs d'helminthes et des bactéries *E. coli*

Œufs d'helminthes

On utilise l'équation de dimensionnement d'Ayres et al. (1992b) :

$$R = 100[1 - 0.41 \exp(-0.49\theta + 0.0085\theta^2)]$$

dans laquelle R représente le pourcentage de réduction des œufs d'helminthes dans un bassin anaérobie, facultatif ou de maturation et θ le temps de réduction dans ce bassin (en jours). Ainsi, pour une série de bassins :

$$E_e = E_i(1 - r_a)(1 - r_f)(1 - r_m)^n$$

où E_e et E_i désignent les nombres d'œufs d'helminthes par litre dans l'effluent final et dans les eaux usées brutes respectivement ; $r = R/100$; les lettres en indice a, f et m désignent les bassins anaérobies, facultatifs et de maturation ; et n le nombre de bassins de maturation de dimensions identiques.

Le temps de séjour dans un bassin définit la réduction des œufs d'helminthes qui s'y effectue. Ainsi, si l'on mesure régulièrement le débit (Q, m^3/jour) entrant dans un bassin pendant la saison d'irrigation, le temps de séjour (θ, jours) est alors connu ($= VIQ$, où V est le volume du bassin, en m^3) et on peut calculer R. Si l'on effectue cette opération pour chaque bassin de la série et à condition de déterminer E_i à chaque fois que l'on mesure le débit, il est possible de déterminer E_e.

Une autre approche consiste à calculer la réduction totale des œufs d'helminthes dans la série de bassins de stabilisation (R_T) comme suit :

$$R_T = 100[1 - (1 - r_a)(1 - r_f)(1 - r_m)^n]$$

Comme E_e doit être ≤1 œuf par litre (Tableau 4.4), le nombre maximal d'œufs dans les eaux usées brutes ($E_{i(max)}$) compatible avec $E_e = 1$ est donné par l'équation :

$$E_{i(max)} = E_e(1 - r_T)^{-1} = (1 - r_T)^{-1}$$

où $r_T = R_T/100$. Si cette valeur calculée de $E_{i(max)}$ est supérieure à la valeur connue de E_i, on peut alors supposer sans risque que le système de bassins de stabilisation produit un effluent final contenant ≤1 œuf d'helminthe par litre. Une surveillance de routine des œufs d'helminthes n'est donc pas nécessaire ; il suffirait de déterminer E_i en quelques occasions au début de chaque saison d'irrigation.

E. coli

On fait appel aux équations de Marais (1966). Pour un seul bassin :

$$N_e = \frac{N_i}{1 + k_{B(T)}\theta}$$

$$k_{B(T)} = 2.6(1.19)^{T-20}$$

où N_e et N_i désignent les nombres d'*E. coli* pour 100 ml respectivement dans les effluents et les flux entrants dans les bassins ; $k_{B(T)}$ est la constante de vitesse du premier ordre pour la réduction des *E. coli* à la température T°C dans un réacteur parfaitement mélangé (/jour) ; θ est le temps de séjour moyen dans le bassin (jours) ; et T désigne la température de dimensionnement (°C).

Pour une série de bassins anaérobies, facultatifs et de maturation, la première équation ci-dessus donne (sachant que les effluents d'un bassin correspondent aux flux entrants du bassin suivant) :

Encadré 5.1 (suite)

$$N_e = \frac{N_i}{(1+k_{B(T)}\theta_a)(1+k_{B(T)}\theta_f)(1+k_{B(T)}\theta_m)^n}$$

où N_e et N_i désignent maintenant respectivement les nombres d'*E. coli* pour 100 ml dans les effluents finaux et les eaux usées brutes ; les lettres en indice a, f et m désignent les bassins anaérobies, facultatifs et de maturation ; et n correspond au nombre de bassins de maturation de dimensions identiques. Pour être utilisable dans le calcul de conception, cette équation est reformulée de la façon suivante :

$$\theta_m = \{[N_i/N_e(1 + k_{B(T)}\theta_a)(1 + k_{B(T)}\theta_f)(1 + k_{B(T)}\theta_{ml})^{1/n} - 1\}/k_{B(T)}$$

Cette forme de l'équation permet de dimensionner facilement la série de bassins de stabilisation pour le nombre d'*E. coli* pour 100 ml d'effluents finaux requis (N_e) (Figure 4.1, Tableau 4.5). Elle est d'abord résolue pour $n = 1$, puis pour $n = 2$, et ainsi de suite, jusqu'à ce que la valeur calculée pour θ_m soit inférieure à 3 jours (temps de séjour minimal admissible dans un bassin de maturation). Le concepteur sélectionne ensuite la combinaison la plus appropriée de n et de θ_m (c'est-à-dire celle pour laquelle le temps de séjour global est le plus court et donc les besoins en surface de terrain sont les plus faibles).

climat chaud et aride, une perte d'eau substantielle peut se produire sous l'effet de l'évaporation pendant la saison sèche (par exemple environ 25 % du volume entrant dans les bassins de stabilisation dans certaines parties du Mexique [Jiménez, 2003] et en Jordanie [Duqqah, 2002], ce qui augmentera la salinité des effluents.

Les bassins de stabilisation constituent le plus souvent l'option de traitement la moins onéreuse dans les environnements tropicaux où l'on dispose de terrain à faible prix (Arthur, 1983). Ils sont relativement faciles à exploiter et à entretenir et ne requièrent ni main-d'œuvre qualifiée, ni électricité, pour les faire fonctionner. Il faut néanmoins maîtriser la croissance de la végétation à l'intérieur et à proximité des bassins pour prévenir la création d'habitats de reproduction pour les vecteurs et les escargots hôtes intermédiaires.

Réservoirs de stockage et de traitement des eaux usées

Des réservoirs de stockage et de traitement des eaux usées (également appelés réservoirs de stockage des effluents) sont utilisés dans plusieurs pays arides et semi-arides. Ils offrent l'avantage de stocker les eaux usées jusqu'à leur utilisation pendant la saison d'irrigation, ce qui permet d'utiliser pour l'irrigation la totalité des eaux usées collectées pendant une année, d'irriguer une plus grande surface de terres et de produire davantage de cultures. Les eaux usées doivent subir un prétraitement (par exemple dans un bassin anaérobie) avant d'être introduites dans le réservoir de stockage et de traitement.

Les procédures de dimensionnement des réservoirs de stockage et de traitement des eaux usées sont décrites en détail dans Juanicó & Dor (1999) et dans Mara (2004). En général, si ces réservoirs sont correctement dimensionnés, exploités et entretenus, les degrés d'élimination des agents pathogènes sont très similaires à ceux rapportés pour des bassins de stabilisation – à savoir de 2–4 unités logarithmiques pour les virus, de 3–6 unités logarithmiques pour les agents pathogènes bactériens, de 1–2 unités logarithmiques pour les kystes et oocystes de protozoaires et de 3 unités logarithmiques pour les œufs d'helminthes (si les réservoirs de stockage et de traitement des eaux usées sont

opérés en mode discontinu, l'élimination des œufs d'helminthes atteint 100 %; Juanicó & Milstein, 2004).

Les réservoirs de stockage et de traitement des eaux usées permettent aussi de diminuer les pertes par évaporation et l'augmentation résultante de la salinité en raison de leur plus grande profondeur (5–15 m) et de leur surface plus faible. Tandis que, comme indiqué plus haut, Jiménez (2003) avait relevé qu'un bassin de stabilisation situé dans une zone aride du Mexique perdait 25 % du volume contenu sous l'effet du taux élevé d'évaporation local, Mara et al. (1997) ont rapporté qu'un réservoir de stockage et de traitement des déchets installé au Brésil ne perdait que 14 % du débit admis sur une période de repos de quatre mois, pendant la partie la plus chaude de l'année.

Marais artificiels

Les marais artificiels sont des lits de macrophytes aquatiques qui poussent dans le sol ou, plus communément, dans le sable ou le gravier. Il en existe quatre types principaux : les systèmes à écoulement superficiel, horizontal, subsurfacique et vertical. Bien que dans le principe, tout macrophyte aquatique puisse servir à l'aménagement de marais artificiels, la majorité de ceux-ci sont plantés de roseaux et/ou de joncs ; on a également cultivé avec succès des fleurs ornementales de grande valeur sur de tels marécages (Belmont et al., 2004). Les marais artificiels sont des unités de traitement secondaire ou tertiaire ; ils sont généralement précédés de fosses septiques, de bassins anaérobies ou d'installations de traitement des eaux usées classiques. Ils sont conçus pour éliminer la demande biochimique en oxygène (DBO), les matières solides et les nutriments, mais pas spécifiquement pour obtenir une réduction des agents pathogènes. Néanmoins, ils réalisent aussi une certaine réduction de ces agents, même si celle-ci peut ne pas être régulière. Les réductions obtenues sont <1–2 unités logarithmiques pour les virus, <1–3 unités logarithmiques pour les bactéries, <1–3 unités logarithmiques pour les kystes et oocystes de protozoaires et atteignent jusqu'à 3 unités logarithmiques pour les œufs d'helminthes. Des informations plus détaillées sont disponibles dans Rivera et al. (1995) et dans IWA Specialist Group (2000).

Les marais artificiels peuvent constituer des sources importantes de moustiques provoquant des nuisances et, dans certains cas, de moustiques ayant un rôle important en santé publique. Des rapports provenant entre autres de la Côte Est des États-Unis d'Amérique, du Sud de la Suède et d'Australie, décrivent le phénomène et présentent des options de gestion de l'environnement (Schaefer et al., 2004 ; Victorian Government Departement of Sustainability and Environment, 2004). Il est manifestement d'une importance critique d'aménager les marais artificiels en préservant une distance de sécurité avec les implantations humaines.

5.6.2 Procédés haut débit

Les procédés haut débit sont habituellement mis en œuvre dans des systèmes techniques, construits autour d'une infrastructure complexe et fonctionnent avec des débits élevés et des temps de séjour brefs. Ils comprennent usuellement une étape de traitement primaire pour faire décanter les matières solides, suivie d'une étape de traitement secondaire visant à dégrader biologiquement les substances organiques, et peuvent inclure des procédés tertiaires et avancés pour éliminer certains contaminants.

Ces systèmes sont souvent coûteux, notamment lorsqu'ils doivent mettre en œuvre des procédés de traitement tertiaire pour réaliser les objectifs en matière de réduction microbienne. De plus, la plupart des procédés haut débit éliminent l'azote, le phosphore et les matières organiques, dont la présence est utile pour l'agriculture irriguée.

Dans de nombreuses situations (si ce n'est dans toutes) rencontrées dans les pays en développement, les systèmes biologiques conviennent mieux en termes de coûts, d'efficacité de la réduction des agents pathogènes et de simplicité de l'exploitation et de la maintenance.

Traitement primaire

Le traitement primaire s'opère dans des cuves de sédimentation, avec un temps de séjour d'environ 2–6 h. La réduction des agents pathogènes est minimale, généralement <1 unité logarithmique. Cependant, lorsque les eaux usées contiennent des œufs d'helminthes en grands nombres, le traitement primaire peut éliminer un nombre substantiel d'entre eux, même si la réduction est <1 unité logarithmique.

Traitement primaire chimiquement amélioré

Il est possible d'accroître l'efficacité du traitement primaire en intégrant une opération de coagulation/floculation en amont et/ou une opération de filtration en aval de la sédimentation par gravité (Metcalf & Eddy, Inc., 2003). Le traitement primaire chimiquement amélioré, également appelé traitement primaire avancé, utilise des produits chimiques spécifiques (chaux ou chlorure ferrique, par exemple, souvent associés à un polymère anionique de haut poids moléculaire) pour faciliter la coagulation et la floculation des particules. En améliorant ces procédés, on parvient à une élimination accrue des matières solides en suspension, y compris les œufs d'helminthes (Gambrill, 1990 ; Morrissey & Harleman, 1992 ; Jiménez & Chávez, 1998, 2002 ; Harleman & Murcott, 2001). Des études menées à Mexico ont montré qu'un traitement primaire avancé était capable de produire des effluents contenant 2–5 œufs par litre. Après filtration de ces effluents sur des filtres à sable de polissage, on obtient des effluents renfermant <1 œuf/litre pour le tiers du coût d'un traitement secondaire (boues activées), si l'on prend en compte le traitement des boues et leur élimination 30 km plus loin (Landa, Capella & Jiménez, 1997 ; Harleman & Murcott, 2001). En outre, de nombreuses particules virales sont associées aux matières solides particulaires (matières solides en suspension) et le traitement primaire avancé augmente l'élimination de ces matières solides en suspension d'environ 30 % à 70–80 % (Jiménez, 2003). L'un des autres avantages de ce traitement est que l'azote, les matières organiques et le phosphore ne sont que partiellement éliminés (Jiménez & Chávez, 1998, 2002).

Réacteurs anaérobies à lit de boues à flux ascendant

Les réacteurs anaérobies à lit de boues à flux ascendant sont des unités anaérobies à haut débit, utilisées pour le traitement primaire des eaux usées domestiques. Ils fonctionnent avec un temps de séjour de l'ordre de 6–12 h (Mara, 2004). Les eaux usées sont traitées pendant leur traversée d'une couche de boues (le « lit » de boues) par des bactéries anaérobies. Ce procédé de traitement est conçu principalement pour éliminer les matières organiques (DBO). Néanmoins, les réacteurs anaérobies à lit de boues à flux ascendant réduisent aussi le nombre d'œufs d'helminthes de 1–2 unités logarithmiques ; au Brésil, les effluents de ces réacteurs contiennent 3–10 œufs par litre (von Sperling et al., 2003 ; von Sperling, Bastos & Kato, 2004).

Traitement secondaire

Les systèmes de traitement secondaire, qui interviennent après le traitement primaire, sont des procédés de traitement biologique, couplés à une séparation solide/liquide. Les procédés biologiques sont conçus pour fournir une bio-oxydation efficace des substrats

organiques dissous ou en suspension dans les eaux usées. Les procédés de traitement secondaire font intervenir un réacteur microbien aérobie, suivi de cuves de sédimentation secondaire, destinées à éliminer et à concentrer la biomasse produite par la conversion des constituants organiques des eaux usées. Les réacteurs aérobies font appel à des procédés à croissance suspendue (boues activées, lagunes aérées, fossés d'oxydation) ou à des procédés à film fixe (filtres à lit bactérien, contacteurs biologiques rotatifs). Bien que les systèmes de traitement secondaire soient conçus principalement pour éliminer la DBO, les matières solides en suspension et souvent les nutriments (azote et phosphore), ils peuvent, après une optimisation de leurs performances, réduire les agents pathogènes viraux et bactériens d'environ 2 unités logarithmiques, les kystes et oocystes de protozoaires de 0–1 unité logarithmique et les œufs d'helminthes d'approximativement 2 unités logarithmiques, selon la concentration de matières solides en suspension.

Traitement tertiaire

Le traitement tertiaire désigne les procédés de traitement en aval du traitement secondaire, tels que : a) élimination supplémentaire des matières solides par floculation, coagulation et sédimentation et/ou filtration sur milieu granulaire ; et b) désinfection. Lorsqu'on fait appel à des procédés de traitement tertiaire, la séquence globale de procédés de traitement des eaux usées est généralement désignée par l'expression « traitement avancé des eaux usées ».

Les opérations de *coagulation, floculation et sédimentation* produisent une réduction plus poussée des agents pathogènes. Des produits chimiques (chlorure ferrique, chlorure ferreux, trisulfate d'aluminium, oxyde de calcium, par exemple) sont ajoutés aux effluents secondaires, ce qui provoque la combinaison ou l'agrégation des très fines particules. Les particules agrégées plus massives se séparent ensuite du liquide par décantation. Les virus et les bactéries étant souvent associés à la matière particulaire, une élimination plus importante de celle-ci accroît aussi leur élimination – il est par exemple possible de réduire les virus de 2–3 unités logarithmiques en conditions optimales (Jiménez, 2003), les réductions réalisables pour d'autres agents pathogènes étant indiquées dans le Tableau 5.2.

La *filtration* est aussi une étape additionnelle efficace pour éliminer les agents pathogènes. Elle peut être mise en œuvre après un traitement primaire pour améliorer l'élimination des helminthes (par exemple après une étape de coagulation/floculation dans le cadre d'un traitement primaire avancé) ou, plus communément, après un traitement secondaire. Au cours de la filtration, les agents pathogènes et les autres matières particulaires sont éliminés par passage des effluents sur du sable ou d'autres milieux poreux. Il existe plusieurs types de filtres, dont des filtres granulaires haut débit, des filtres à sable lents et des filtres à lit double. La filtration sur lit double utilise deux types de milieux filtrants dotés de propriétés différentes pour maximiser l'élimination de particules de caractéristiques diverses. L'efficacité des techniques de filtration dans l'élimination des agents pathogènes dépend des conditions opératoires. Par exemple, la filtration à haut débit ou sur lit double est habituellement précédée d'une coagulation. En optimisant le procédé de coagulation par adjonction d'une opération de filtration sur lit double, on peut accroître la réduction bactérienne de <1 unité logarithmique à 2–3 unités logarithmiques (OMS, 2004a). Pour être efficace, la filtration lente sur sable nécessite un mûrissement optimal, un nettoyage et un rechargement sans court-circuit (OMS, 2004a). Les réductions des agents pathogènes obtenues par les procédés de filtration sont indiquées dans le Tableau 5.2.

L'efficacité de la *désinfection* est tributaire de plusieurs facteurs, et notamment du type de désinfectant, du temps de contact, de la température, du pH, de la qualité des effluents et du type d'agent pathogène (WEF, 1996). Le chlore (chlore libre), l'ozone et les rayons ultraviolets sont les principaux désinfectants utilisés pour traiter les eaux usées ; les chloramines sont utilisables pour les effluents de traitement primaire avancé. La désinfection doit être optimisée pour chaque type de désinfectant. En général, les bactéries sont les agents pathogènes les plus sensibles à ces trois désinfectants. Ce sont les œufs d'helminthes et les kystes et oocystes de protozoaires qui résistent le plus au chlore et à l'ozone et ce sont certains virus (adénovirus, par exemple) qui opposent la plus grande résistance à la désinfection par les ultraviolets (Rojas-Valencia et al., 2004). Malgré l'absence de données pour les œufs d'helminthes, on s'attend à ce que ces agents pathogènes soient résistants aux UV. Les réductions des agents pathogènes réalisées par ces procédés de désinfection sont indiquées dans le Tableau 5.2.

Les effluents provenant des bassins d'aération des boues activées peuvent subir un traitement plus poussé par passage à travers des *membranes*. Ces membranes présentent une taille de pore très petite (20–500 nm), de sorte qu'elles fonctionnent dans les domaines de l'ultrafiltration et de la microfiltration. Elles sont aussi capables de réaliser une réduction pratiquement complète (c'est-à-dire >6 unités logarithmiques) de l'ensemble des agents pathogènes, y compris les virus. Cependant, le fonctionnement des membranes est complexe et coûteux (leur encrassement pose particulièrement des problèmes), même si ces coûts diminuent à mesure que la technologie progresse. Une description complète de ces dispositifs est donnée par Stephenson et al. (2000). Les membranes fournissent une combinaison extrêmement efficace (dont le coût est en conséquence) de traitements secondaires et tertiaires.

5.7 Utilisation des eaux usées brutes

À l'échelle mondiale, les eaux usées servant à l'irrigation des cultures sont le plus souvent utilisées sans traitement et il est également fréquent qu'aucune autre mesure de promotion de la santé ne soit prévue pour limiter le plus possible les impacts négatifs sur la santé qui en résultent. Comme indiqué au chapitre 3, les eaux usées brutes employées en agriculture entraînent divers problèmes sanitaires, en particulier des helminthiases et des maladies diarrhéiques chez les enfants, comme chez les adultes. Pour rendre cette pratique plus sûre, il est possible d'appliquer une combinaison des différentes mesures de protection sanitaire décrites dans le présent chapitre. Cette partie examine certaines mesures pratiques pouvant être adoptées à court et moyen terme pour réduire les impacts négatifs sur la santé en cas d'utilisation d'eaux usées brutes pour irriguer les cultures.

Les restrictions portant sur les cultures sont la mesure de limitation de l'exposition la plus appropriée en cas d'utilisation d'eaux usées non traitées pour irriguer les cultures. Il est essentiel d'enseigner aux agriculteurs la nécessité d'appliquer des restrictions aux végétaux qu'ils cultivent et notamment de leur faire connaître a) les risques pour la santé des consommateurs lorsqu'ils utilisent sans restriction pour irriguer des eaux usées non traitées et b) les cultures locales « conformes aux restrictions » susceptibles d'être rentables. Les responsables locaux de la santé environnementale doivent inspecter régulièrement les champs irrigués par des eaux usées pour s'assurer qu'on n'y pratique pas une irrigation sans restriction.

Des systèmes d'irrigation par goutte-à-goutte peu onéreux ont été développés, et leur utilisation par les agriculteurs doit être encouragée. Ces systèmes fournissent une protection sanitaire accrue et des rendements agricoles plus élevés, tout en utilisant moins d'eau. Le lecteur trouvera plus d'informations à leur sujet dans Polak et al. (1997), Kay

(2001), Postel (2001), FAO (2002), Intermediate Technology Consultants (2003) von Westarp, Chieng & Schreier (2004) et International Development Enterprises (2005) (voir aussi Tableau 4.3 et partie 5.2). Un prétraitement simple des eaux usées est nécessaire (partie 5.6).

Si l'on emploie des eaux usées non traitées pour une irrigation sans restriction, la réduction des agents pathogènes de 1–2 unités logarithmiques par jour qui s'opère entre la dernière irrigation et la consommation devient très importante.

Il convient de faire une promotion active des mesures simples de préparation des aliments présentées dans la partie 5.4 auprès des personnes qui manipulent les aliments au niveau local (sur les marchés, à domicile et dans les restaurants et les stands alimentaires). On trouve un exemple de succès d'une telle action de promotion chez Faruqui, Niang & Redwood (2004), qui rapportent les résultats d'une enquête menée chez les consommateurs de cultures irriguées à Dakar, au Sénégal : d'après cette enquête, approximativement 70 % des consommateurs étaient conscients des risques pour la santé liés à l'ingestion de légumes irrigués par des eaux usées brutes et que, par conséquent, ils les désinfectaient ou ne les consommaient qu'une fois cuits.

Une enquête réalisée auprès d'agriculteurs utilisant des eaux usées brutes pour l'irrigation à Dakar, au Sénégal, a révélé que moins de la moitié de ces agriculteurs étaient conscients des risques sanitaires associés à l'utilisation d'eaux usées brutes à des fins d'irrigation, et que très peu d'entre eux prenaient des précautions pour réduire leur exposition (en portant des gants ou des chaussures, par exemple) (Faruqui, Niang & Redwood, 2004). Une sensibilisation accrue à ces risques sanitaires pourrait donc contribuer à faire changer les comportements.

L'enseignement et la promotion de l'hygiène sont donc des interventions de santé publique d'une très grande importance. Des programmes et des messages spécifiques peuvent être adressés aux agriculteurs, aux communautés et aux consommateurs de produits cultivés, exposés directement ou indirectement à des eaux usées brutes. La promotion de l'hygiène peut être menée par des assistants sanitaires locaux, à la radio et à la télévision et par le biais des écoles primaires et secondaires.

Parmi les autres méthodes de limitation de l'exposition, on peut notamment mentionner la construction de clôtures peu coûteuses autour des canaux d'irrigation qui véhiculent les eaux usées brutes et/ou la couverture des égouts ouverts.

La vaccination et la chimiothérapie sont des mesures efficaces pour prévenir et réduire la morbidité. Les zones devant recourir à des eaux usées brutes pour l'irrigation doivent faire l'objet de campagnes de vaccination (notamment contre la typhoïde, la poliomyélite et l'hépatite A). La réalisation régulière de campagnes de chimiothérapie de masse contre les helminthiases dans les zones de forte prévalence est également très efficace (notamment chez les enfants de 5 à 15 ans), ces campagnes pouvant être couplées à des programmes de promotion de l'hygiène à l'intention des agriculteurs et des communautés exposées. Cependant, la vaccination et la chimiothérapie ne doivent pas être considérées comme des alternatives au traitement des eaux usées et à d'autres mesures de protection sanitaire. Elles sont destinées à compléter les mesures de protection sanitaire adoptées.

L'utilisation d'eaux usées non traitées pour l'irrigation des cultures est une pratique courante pour la simple raison que les municipalités n'ont pas construit d'installation de traitement des eaux usées ou n'ont pas les moyens d'en faire construire une. Néanmoins, les bénéfices pour la santé que peut apporter un traitement même minimal des eaux usées sont potentiellement très importants, en particulier si ces eaux usées servent à une irrigation sans restriction. Les restrictions portant sur les cultures doivent être la première

mesure de limitation de l'exposition à mettre en œuvre (partie 5.1). Un traitement des eaux usées simple dans des bassins anaérobies et facultatifs (partie 5.6.1) ou un traitement primaire avancé avec filtration haut débit sur milieu granulaire (partie 5.6.2) permettront généralement d'atteindre les objectifs liés à la santé imposés à l'irrigation restreinte (Tableaux 4.1, 4.3 et 4.4). Il est très important de réduire le nombre d'œufs d'helminthes ; s'il est impossible d'obtenir ≤1 œuf par litre, une réduction à ≤10 œufs par litre ou ≤5 œufs par litre constitue une bonne étape initiale. Le nombre d'œufs d'helminthes diminue avec le temps dans les eaux usées non traitées, sachant néanmoins qu'un traitement même minimal des eaux usées fait beaucoup pour réduire la prévalence des helminthiases en limitant les possibilités de réinfection, notamment lorsque des campagnes de chimiothérapie de masse sont régulièrement menées.

6
SURVEILLANCE ET EVALUATION DU SYSTEME

La surveillance a trois objectifs différents : la validation, par laquelle on prouve que le système est en mesure de répondre aux exigences de conception ; la surveillance opérationnelle, qui fournit des informations sur le fonctionnement des différentes composantes des mesures de protection sanitaire ; et la vérification, qui intervient habituellement en fin de procédé (eaux usées traitées, contamination des cultures, par exemple) pour s'assurer que le système remplit les objectifs fixés.

Le moyen le plus efficace de s'assurer régulièrement de l'absence de risque de l'utilisation d'eaux usées en agriculture est de réaliser une évaluation des risques complète et d'appliquer une démarche de gestion des risques couvrant toutes les étapes du procédé, de la génération des eaux usées à la consommation des produits cultivés. Cette approche est bien décrite dans le Cadre de Stockholm. L'évaluation des systèmes et ses composantes sont traitées dans la partie 6.2.

La combinaison de mesures de protection sanitaire adoptée pour un schéma particulier d'utilisation des eaux usées nécessite une surveillance régulière pour s'assurer que le système continue de fonctionner efficacement. Toutefois la surveillance, comprise comme l'observation, l'inspection et la collecte d'échantillons pour analyse, n'est pas suffisante en soi. Des dispositions institutionnelles doivent être mises en place pour recueillir des données en vue de fournir un retour d'information aux personnes chargées de mettre en œuvre les mesures de protection sanitaire. La législation concernée doit définir clairement à qui incombe la responsabilité de la surveillance des mesures de protection sanitaire (voir chapitre 10).

6.1 Fonctions de surveillance

Les trois fonctions de la surveillance sont chacune utilisées à des fins et à des moments différents. Se référer au Tableau 6.1 pour une brève description de chaque type de surveillance. La validation est pratiquée au départ, lors du développement d'un nouveau système ou de l'adjonction de nouveaux procédés. Elle sert à vérifier ou à prouver que le système est en mesure de remplir les objectifs fixés. La surveillance opérationnelle est utilisée en routine pour indiquer que les procédés fonctionnent conformément aux attentes. Une surveillance de ce type repose sur des mesures simples (pH, turbidité, par exemple) pouvant être obtenues rapidement, de sorte que l'on peut prendre en temps utile des décisions pour remédier à un éventuel problème. La vérification est utilisée pour montrer que le produit final (eaux usées traitées, contamination des cultures, par exemple) remplit les objectifs en matière de traitement (spécifications en termes de qualité microbienne, par exemple). Les informations provenant de la surveillance/vérification sont collectées périodiquement et arriveraient trop tard pour permettre aux gestionnaires de prendre des décisions pour prévenir la survenue d'un danger. Cependant, la surveillance/vérification peut indiquer des tendances au cours du temps (par exemple si l'efficacité d'un procédé va en s'améliorant ou en se dégradant). Les objectifs de validation et de vérification s'appliquant aux effluents présentés dans les Directives sont en principe similaires à ceux désignés comme les normes ou les valeurs guides recommandées pour les effluents dans la précédente édition.

6.2 Évaluation du système

La première étape dans le développement d'un système de gestion des risques est de constituer une équipe multidisciplinaire d'experts ayant une connaissance approfondie de l'utilisation des eaux usées en agriculture. Typiquement, cette équipe doit comprendre des experts en agriculture, des ingénieurs, des spécialistes de la qualité de l'eau, des

Tableau 6.1 Définition des fonctions de surveillance

Fonction	Définition
Validation	Tester le système et ses différentes composantes pour prouver qu'il est en mesure de remplir les objectifs spécifiés (en matière de réduction microbienne, par exemple). Il faut procéder à une validation lors de la mise au point d'un nouveau système ou de l'adjonction de nouveaux procédés.
Surveillance opérationnelle	Réalisation d'une séquence planifiée d'observations ou de mesures des paramètres de contrôle pour évaluer si une mesure de limitation de l'exposition opère à l'intérieur des spécifications de dimensionnement (turbidité en sortie du traitement des eaux usées, par exemple). On accorde une plus grande importance aux paramètres de surveillance mesurables rapidement et facilement et capables d'indiquer si un procédé fonctionne correctement. Les données de surveillance opérationnelle doivent aider les gestionnaires à prendre des mesures correctives permettant de prévenir l'apparition de dangers.
Vérification	Application de méthodes, de procédures, de tests ou d'autres évaluations, en plus de celles ou de ceux mis en œuvre dans la surveillance opérationnelle, pour évaluer la conformité avec les paramètres de dimensionnement du système et/ou vérifier le respect d'exigences spécifiées (évaluation de la qualité microbienne de l'eau par recherche d'*E. coli* ou des œufs d'helminthes, analyse microbienne ou chimique des cultures irriguées, par exemple)

spécialistes de la santé environnementale, des autorités de santé publique et des experts de la sécurité sanitaire des aliments. Dans la plupart des contextes, cette équipe devrait inclure aussi des membres de plusieurs établissements et notamment d'établissements indépendants, comme des universités.

Une gestion efficace du système d'utilisation des eaux usées suppose de comprendre de manière approfondie ce système et de bien connaître la plage de variation et l'ampleur des dangers qu'il peut comporter, les niveaux de risque associés et la capacité des infrastructures et des procédés existants à gérer les risques effectifs et potentiels. Elle nécessite aussi une évaluation des moyens pour atteindre les objectifs. Lorsqu'on prévoit un nouveau système ou la modernisation d'un système existant, la première étape dans le développement d'un plan de gestion des risques consiste à collecter et à évaluer toutes les informations pertinentes disponibles et à étudier les risques pouvant intervenir au cours de l'ensemble du procédé de production. La Figure 6.1 illustre le développement d'un plan de gestion des risques.

L'évaluation d'un système d'utilisation des eaux usées est facilitée par l'établissement d'un schéma de circulation des flux. Un tel schéma fournit une vue d'ensemble du système, permettant notamment d'identifier les sources de dangers, les facteurs de risques associés et les mesures de protection sanitaire à prendre. Il importe que la représentation du système d'utilisation des eaux usées soit exacte dans son principe. Si le schéma de circulation des flux est inexact, il se peut que des dangers potentiels importants passent inaperçus. Pour s'assurer de l'exactitude de ce schéma, il faut le valider en le comparant visuellement aux caractéristiques observées sur le terrain.

Les données relatives à l'occurrence des dangers dans le système, associées aux informations concernant l'efficacité des contrôles existants, permettent d'évaluer si les objectifs liés à la santé sont réalisables avec les mesures de protection sanitaire existantes. Elles aident aussi à identifier les mesures de protection sanitaire dont on peut s'attendre raisonnablement qu'elle permettent d'atteindre ces objectifs si des améliorations sont nécessaires.

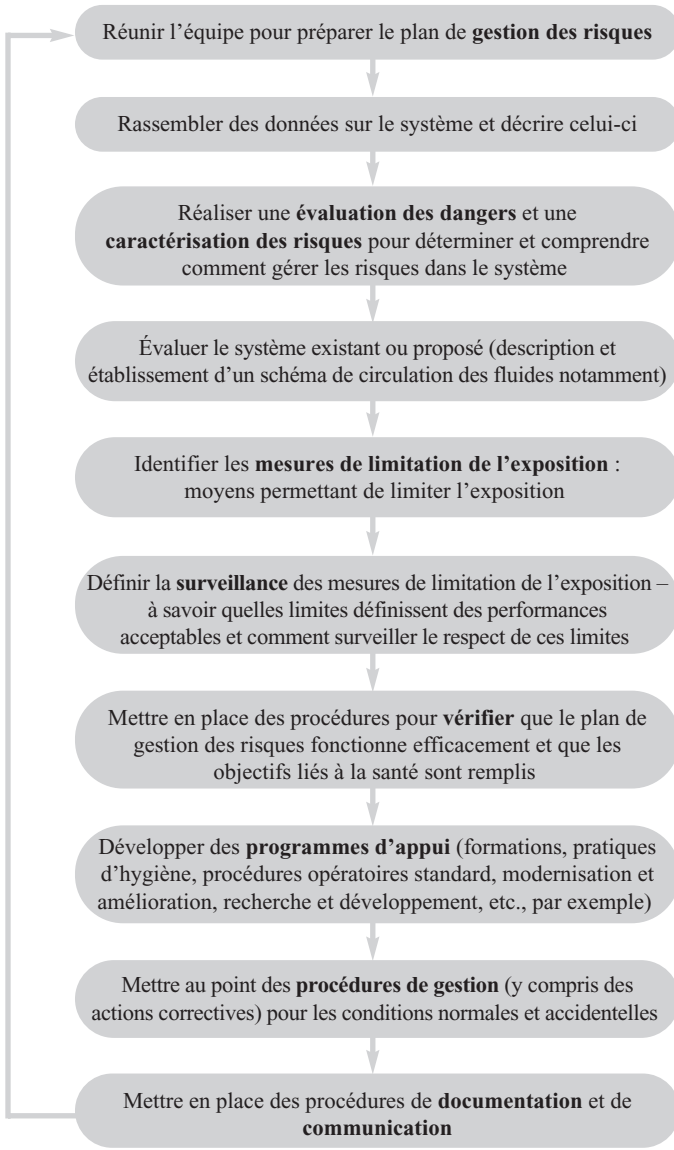

Figure 6.1
Mise au point d'un plan de gestion des risques (OMS, 2004a)

Pour s'assurer de la justesse de cette évaluation, il est essentiel que tous les éléments du système d'utilisation des eaux usées soient considérés simultanément et que les interactions et les influences entre ces éléments, ainsi que leurs effets globaux, soient pris en compte.

6.3 Validation

La validation s'efforce d'obtenir des preuves concernant les performances des mesures de limitation de l'exposition, tant individuellement, que collectivement. Elle doit s'assurer que le système est capable de remplir les objectifs de réduction microbienne spécifiés. Elle est utilisée pour vérifier ou prouver le respect de critères de dimensionnement. Elle doit être réalisée avant qu'un nouveau procédé de gestion des risques soit mis en place (pour le traitement des eaux usées, leur épandage, le lavage/désinfection des produits, etc., par exemple), lors de la modernisation de l'équipement (nouveau filtre par exemple) ou lors de l'adjonction d'équipements ou de procédés nouveaux (ajout de nouveaux coagulants, par exemple). Elle peut aussi servir à tester différentes combinaisons de procédés afin de maximiser l'efficacité du procédé global. Elle peut être menée à l'échelle de l'installation ou à une échelle de test. Dans le cadre de la validation d'un bassin de stabilisation par exemple, un essai utilisant un colorant devrait être en mesure de confirmer que le temps de séjour de dimensionnement a été obtenu dans la pratique.

La première étape de la validation consiste à examiner les données déjà existantes. Il s'agit notamment de données provenant de la littérature scientifique, des associations professionnelles, des départements chargés de la réglementation et de la législation et des organismes professionnels, ainsi que de données historiques et d'informations fournies par les fabricants. Ces données serviront de base à la formulation des exigences à remplir dans le cadre des tests. La seconde étape de la validation consiste à mener des évaluations en laboratoire ou à l'échelle pilote des composantes ou du système global, dans des conditions proches de celles observées sur le site réel. Le système doit être validé pour les différents types de situations possibles (saison chaude ou saison froide, par exemple ; saison sèche ou saison humide ; vent, printemps, été ou automne). La validation ne sert pas à la gestion au jour le jour du traitement et de l'utilisation des eaux usées ; par conséquent, elle peut faire appel à des paramètres ne se prêtant pas à la surveillance opérationnelle, pour lesquels le délai d'attente des résultats et les coûts additionnels de mesure sont souvent acceptables (OMS, 2004a).

6.4 Surveillance opérationnelle

Les mesures de limitation de l'exposition sont des actions mises en œuvre dans le système pour prévenir, réduire ou éliminer la contamination et sont identifiées lors de l'évaluation du système. Elles comprennent, par exemple, le traitement des eaux usées et les installations de stockage, les techniques d'épandage des déchets, le port de vêtements de protection et les conditions sanitaires sur les marchés ou dans les endroits où l'on prépare et l'on consomme les aliments. Leur application collective correcte devrait garantir la réalisation des objectifs liés à la santé.

La surveillance opérationnelle consiste à exécuter des observations et des mesures planifiées pour évaluer si les mesures de limitation de l'exposition fonctionnent correctement dans le système d'utilisation des eaux usées. Il est possible de fixer des limites correspondant à ces mesures, de surveiller le respect de ces limites et de prendre éventuellement des actions correctives en réponse à la détection d'un écart avant que la contamination ne traverse le système. Les limites peuvent porter par exemple sur la teneur

en matières solides totales en suspension, qui indique la quantité de matières particulaires pouvant être associée aux agents pathogènes, la turbidité, le pH et les débits. La présence ou l'absence de végétaux dans les canaux d'irrigation véhiculant ces eaux usées est un indicateur important, car ces végétaux peuvent fournir des habitats convenant aux vecteurs de maladie ou aux escargots hôtes intermédiaires des schistosomes. La surveillance opérationnelle doit porter sur les paramètres du système reflétant les possibilités d'augmentation du risque de survenue d'un danger. Elle est facilitée par des mesures simples, pouvant être réalisées rapidement. Il est possible, par exemple, de suivre rapidement la turbidité (souvent en temps réel), pour avoir des indications sur le dysfonctionnement d'un filtre ou la rupture d'une membrane. Les paramètres de surveillance opérationnelle diffèrent pour le traitement des eaux usées à haut débit et pour les systèmes de traitement biologique à bas débit. Des exemples de paramètres pouvant être surveillés sont présentés dans le Tableau 6.2.

La fréquence à laquelle s'effectue la surveillance opérationnelle dépend de la nature des mesures de limitation de l'exposition ; les contrôles d'intégrité des infrastructures physiques, par exemple, (végétation sur les bords des bassins de traitement des eaux usées notamment) peuvent être réalisés mensuellement ou moins fréquemment, tandis que la

Tableau 6.2 Paramètres de validation, de surveillance opérationnelle et de surveillance/vérification pour différentes mesures de maîtrise des risques

Mesures de limitation de l'exposition	Exigences pour la validation	Paramètres de surveillance opérationnelle	Paramètres de surveillance/vérification
Traitement des eaux usées	Efficacité des procédés de traitement en matière d'inactivation/d'élimination des agents pathogènes et des organismes indicateurs (*E. coli*, œufs d'helminthes) Conception du système (temps de séjour, courts-circuits dans le bassin de stabilisation révélés par un test de coloration, par exemple) Procédures analytiques pour détecter les indicateurs et/ou les agents pathogènes (y compris la mesure de leur viabilité) Efficacité du traitement dans l'élimination des produits chimiques toxiques localement importants Procédures analytiques et capacités de détection des produits chimiques dans les eaux usées, les excreta ou l'eau des bassins	*Systèmes biologiques bas débit :* Débits DBO (les débits de charge peuvent devoir varier pendant les périodes plus froides) Concentrations d'algues et types d'espèces Oxygène dissous à différentes profondeurs des bassins (bassins facultatifs et de maturation) *Procédés haut débit :* DBO Turbidité pH Carbone organique Dénombrement des particules Intégrité des membranes (pression d'épreuve) Chlore résiduel	*E. coli* Œufs d'helminthes (y compris *Schistosome* spp., le cas échéant) Produits chimiques toxiques localement importants

Tableau 6.2 (suite)

Mesures de limitation de l'exposition	Exigences pour la validation	Paramètres de surveillance opérationnelle	Paramètres de surveillance/ vérification
Promotion de la santé et de l'hygiène	Test du matériel de promotion avec des groupes de parties prenantes bien choisis	Programmes locaux en cours de mise en œuvre Matériel de promotion disponible Intégration de la promotion dans les programmes d'enseignement	Sensibilisation aux problèmes de santé et d'hygiène de groupes clés de parties prenantes Amélioration des pratiques
Chimiothérapie et vaccination[a]	Efficacité de différents vaccins/médicaments dans la prévention ou le traitement d'infections localement importantes	Nombre de personnes vaccinées/traitées Ciblage des villages/ écoles situés à proximité des zones d'utilisation des eaux usées Fréquence des campagnes	Réduction de la prévalence et de l'intensité des infections Baisse du nombre de flambées épidémiques dans les zones visées
Restrictions portant sur les produits	Enquêtes auprès des consommateurs de produits pour déterminer quelles espèces sont toujours consommées après une cuisson complète Analyse des possibilités de commercialisation des différentes espèces/cultures Viabilité économique des produits agricoles non destinés à la consommation humaine	Types de végétaux cultivés dans les zones d'utilisation des eaux usées	Analyse de la qualité des eaux usées pour s'assurer que l'eau utilisée pour l'irrigation sans restriction est conforme aux objectifs de réduction microbienne de l'OMS
Épandage des eaux usées/ calendrier d'épandage	Évaluer par des tests le temps nécessaire au dépérissement des agents pathogènes dans différentes conditions climatiques et pour différents agents pathogènes/indicateurs entre l'épandage des eaux usées et la récolte des cultures afin de garantir une contamination minimale	Surveiller le déroulement dans le temps de l'épandage des eaux usées et le moment de la récolte	Déterminer analytiquement la contamination des végétaux
Lavage et désinfection des produits, cuisson des aliments	Rechercher les méthodes les plus efficaces dans la réduction de la contamination et l'inactivation des agents pathogènes Test du matériel de formation avec des parties prenantes appropriées	Inspection par les autorités de sécurité sanitaire des aliments pour s'assurer de l'application de procédures correctes sur les marchés ou dans les restaurants où les produits sont préparés	Analyses microbiennes périodiques pour contrôler l'hygiène des espaces de préparation des aliments sur les marchés et dans les restaurants, analyse des produits pour déterminer où se produit la contamination

Tableau 6.2 (suite)

Mesures de limitation de l'exposition	Exigences pour la validation	Paramètres de surveillance opérationnelle	Paramètres de surveillance/ vérification
			Inspection des marchés pour évaluer la disponibilité d'eau de boisson saine pour le lavage ou le rafraîchissement des produits
Accès contrôlés, port d'équipements de protection individuelle	Contrôler l'efficacité des mesures de contrôle des accès dans la prévention de l'exposition du public aux eaux usées Identifier les équipements de protection individuelle disponibles à faible coût que porteront les travailleurs Contrôler l'efficacité de ces équipements dans la prévention de l'exposition aux dangers	Inspection visuelle des zones d'utilisation des eaux pour vérifier la présence de panneaux de mise en garde, de clôtures, etc. Inspection visuelle des travailleurs pour s'assurer qu'ils portent des vêtements de protection individuelle appropriés	Surveillance de la santé des travailleurs pour documenter les réductions des maladies cutanées, de la schistosomiase (le cas échéant) et des ankylostomiases
Hôtes intermédiaires et lutte contre les vecteurs	Tester le système pour évaluer son effet sur la reproduction des insectes vecteurs et/ou sur la survie et le développement des espèces d'escargots concernés Tester les mesures de limitation de l'exposition telles que la réduction de la végétation émergente et leur impact sur la reproduction des vecteurs de maladie ou des escargots hôtes intermédiaires Vérifier l'absence d'obstruction des drains, d'eaux d'infiltration ou d'une élévation du niveau des eaux souterraines pouvant entraîner une accumulation d'eau stagnante	Inspection visuelle des installations pour surveiller la croissance végétale dans les canaux d'irrigation ou les bassins de traitement Inspection de l'eau à la recherche de larves d'insectes préoccupants ou d'escargots hôtes intermédiaires	Surveillance sanitaire pour collecter des données sur les maladies à transmission vectorielle ou la schistosomiase chez les travailleurs et les communautés locales

[a] La chimiothérapie et la vaccination sont considérées comme complémentaires des mesures de protection sanitaire et ne doivent pas être utilisées à la place d'autres mesures de protection sanitaire telles que le traitement des eaux usées.

surveillance de la turbidité dans une installation de boues activées est praticable en temps réel. Si la surveillance fait apparaître qu'une limite n'est pas respectée, il est alors possible qu'un danger se manifeste. Le temps nécessaire pour corriger une action doit déterminer la fréquence de la surveillance opérationnelle. Par exemple, avec des systèmes de bassins de stabilisation, la surveillance opérationnelle des divers paramètres (voir

Tableau 6.2) pourrait s'effectuer à intervalles réguliers de plusieurs semaine, voire plus, car le temps de séjour est souvent long (12–20 jours, par exemple). Avec des systèmes de traitement des eaux usées caractérisés par des temps de séjour beaucoup plus courts (boues activées, par exemple), la surveillance opérationnelle de paramètres comme la turbidité peut s'opérer en ligne et en temps réel.

Divers paramètres physicochimiques doivent être suivis à intervalles réguliers pour vérifier les performances du système de traitement des eaux usées. La DBO à cinq jours, la demande chimique en oxygène, les matières solides totales en suspension, le pH, la température, la durée d'exposition, l'azote total et le phosphore total sont des exemples de paramètres chimiques surveillés dans le cadre de la vérification. Pour la plupart de ces paramètres, l'objectif de la surveillance est de prévenir l'impact sur l'environnement du rejet d'eaux usées et de satisfaire les exigences réglementaires portant sur la qualité des déchets à rejeter. Néanmoins, certains d'entre eux peuvent servir de valeurs approximatives pour évaluer la présence de substances dangereuses. Jiménez et Chávez (1998), par exemple, ont relevé une corrélation directe entre les matières en suspension totales et les concentrations d'helminthes intestinaux. Il est plus facile de mesurer les matières solides totales que de déterminer directement la concentration d'œufs d'helminthes, opération qui nécessite l'intervention d'un technicien formé en parasitologie et des installations de laboratoire appropriées.

Dans la plupart des cas, la surveillance opérationnelle repose sur des observations ou des tests simples et rapides, tels que la mesure de la turbidité ou le contrôle de l'intégrité structurale, plutôt que sur des tests microbiens ou chimiques complexes. Les tests complexes sont généralement effectués dans le cadre des activités de validation et de vérification, plutôt que dans celui de la surveillance opérationnelle.

La surveillance doit être menée de manière à fournir des informations valables sur le plan statistique (échantillons dupliqués, par exemple), a pour objectif de maîtriser les dangers les plus importants et peut fournir des informations permettant d'ajuster les mesures de protection sanitaire. Le programme de surveillance doit être conçu pour être applicable avec les moyens techniques et financiers disponibles, quelle que soit la situation. L'objectif est de suivre en temps utile les mesures de limitation de l'exposition à l'aide d'un plan d'échantillonnage logique, afin de limiter le plus possible les impacts négatifs sur la santé publique (OMS, 2004a).

6.5 Surveillance/vérification

La vérification réside dans l'utilisation de méthodes, de procédures ou de tests, en plus des celles ou de ceux mis en œuvre dans la surveillance opérationnelle, pour déterminer si les performances du système d'utilisation des eaux usées/excreta sont conformes avec les objectifs déclarés, exprimés à travers les objectifs liés à la santé, et/ou si le système doit subir des modifications ou une nouvelle validation.

En ce qui concerne les objectifs de réduction microbienne, il y a de fortes chances que la vérification comprenne des analyses microbiennes. Dans la plupart des cas, elle inclut l'analyse de micro-organismes indicateurs fécaux et dans certaines circonstances, elle couvre également l'évaluation de la densité de certains agents pathogènes (œufs d'helminthes, par exemple). La vérification de la qualité microbienne des eaux usées peut être effectuée par des agences de santé publique locale.

Dans le cadre des procédures de vérification, on effectue notamment l'analyse des eaux usées après leur traitement ou à leur point d'application ou d'utilisation. La vérification de la qualité microbienne des déchets comprend souvent la recherche d'*E. coli* ou des coliformes thermotolérants. Bien qu'*E. coli* soit un indicateur utile, cette utilité a des

limites ; l'absence de cette bactérie n'indique pas nécessairement l'absence d'autres agents pathogènes. Dans certaines circonstances, il peut être souhaitable de sélectionner plusieurs micro-organismes résistants, tels qu'*Ascaris* ou des bactériophages (virus infectant des bactéries), comme indicateurs d'autres groupes microbiens.

Si l'on suspecte les eaux usées de contenir des quantités notables de rejets industriels, une surveillance périodique des eaux usées à la recherche de métaux lourds et d'hydrocarbures chlorés peut se justifier. De même, si les végétaux cultivés présentent des sensibilités particulières (sensibilité au bore, par exemple), il importe de surveiller la présence de produits chimiques contenant cet élément, qui peuvent avoir un impact sur la productivité agricole (voir annexe 2).

6.6 Systèmes à petite échelle

La validation, la surveillance opérationnelle et la surveillance/vérifications sont des étapes importantes pour identifier et éventuellement atténuer les problèmes de santé publique parfois associés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Cependant, dans certaines situations, cette utilisation est difficile à surveiller (zones urbaines, exploitation informelle et à petite échelle, par exemple). En outre, l'utilisation des eaux usées en agriculture se pratique pour une grande part de manière informelle et indirecte (irrigation avec des eaux de surface contaminées sur le plan fécal, par exemple), ce qui la rend difficile à planifier et à maîtriser. Les pays et les autorités locales peuvent disposer d'un budget limité pour valider et surveiller ces applications et devoir donc développer des programmes de validation et de surveillance en fonction des problèmes de santé publique les plus importants, de la disponibilité de personnel qualifié et de l'accès aux installations de laboratoire.

En présence de nombreuses exploitations à petite échelle pratiquant l'irrigation avec des eaux usées, les autorités nationales de santé publique ou de sécurité sanitaire des aliments peuvent choisir de valider les mesures de protection sanitaire au niveau d'un site de recherche central, puis de diffuser les informations aux acteurs pertinents (en mettant au point des recommandations, en faisant appel à des agents de santé de proximité ou à du personnel d'encadrement en agriculture ou encore en organisant des ateliers à l'intention des acteurs locaux).

La surveillance opérationnelle doit comporter principalement des inspections visuelles et des audits de sécurité ne nécessitant pas d'analyses de laboratoire difficiles ou coûteuses. Par exemple, l'examen visuel d'une installation permet de connaître les types de cultures pratiquées ou de déterminer si les travailleurs portent des bottes et des gants. De même, il est possible de réaliser un examen visuel rapide des marchés alimentaires pour repérer des conditions contraires à l'hygiène ou l'absence d'eau saine pour le lavage/le rafraîchissement des produits.

La surveillance/vérification peut être plus facile à mener en un point central (point de rejet des eaux usées ou marché, par exemple). Il convient d'utiliser les données provenant de la surveillance sanitaire des maladies fécales-orales, de la schistosomiase, des helminthiases intestinales et d'autres maladies localement importantes pour adapter les mesures de protection sanitaire en cas de besoin.

6.7 Autres types de surveillance

6.7.1 Inspection des aliments

Il convient de contrôler périodiquement par des analyses la contamination microbienne et chimique des cultures irriguées par des eaux usées. On recherchera dans ces produits la présence d'*E. coli* ou de coliformes thermotolérants et d'œufs d'helminthes, lorsqu'il

existe un risque d'une telle contamination. Il convient également de déterminer les concentrations de métaux lourds pouvant présenter un risque pour la santé (cadmium et plomb, par exemple) pour s'assurer qu'elles demeurent dans les limites de sécurité spécifiées par la Commission du Codex Alimentarius.

6.7.2 Surveillance sanitaire

La mesure directe d'événements sanitaires spécifiques (helminthiases intestinales, schistosomiase et maladies à transmission vectorielle telles que la filariose, par exemple) est possible et doit être réalisée périodiquement dans les populations exposées. Cette mesure est évoquée dans le chapitre 2 du Cadre de Stockholm.

7
ASPECTS SOCIOCULTURELS

Les schémas comportementaux humains sont des déterminants clés dans la transmission des maladies liées aux excreta. Il est nécessaire d'évaluer, pour chaque projet individuellement, la faisabilité sur le plan social de modifier certains schémas comportementaux afin d'introduire un nouveau schéma d'utilisation des eaux usées ou de réduire la transmission des maladies dans le cadre de schémas existants. Les croyances culturelles varient si fortement entre les différentes parties du monde qu'il est impossible de supposer qu'on puisse transposer facilement ailleurs une pratique liée à l'utilisation des eaux usées que l'on a réussi à faire évoluer en un endroit donné (Cross, 1985). Cependant, il semble exister une corrélation positive entre l'occurrence de l'utilisation traditionnelle des déchets dans certaines sociétés et la densité démographique de ces sociétés, corrélation que l'on a appelé «l'impératif nutritionnel». Les sociétés qui utilisent des eaux usées et des excreta ou qui ont utilisé ces déchets dans un passé récent pour l'agriculture ou l'aquaculture sont aussi les plus densément peuplées : Europe, Inde, Chine, Viet Nam et certaines parties de l'Indonésie (Edwards, 1992).

La perception par le public de l'utilisation des eaux usées est en rapport étroit avec ses croyances culturelles. Même des projets techniquement bien planifiés et intégrant toutes les mesures de protection sanitaire pertinentes peuvent échouer s'ils ne prennent pas correctement en compte la perception du public. Le présent chapitre expose ces deux questions et leurs rapports avec l'utilisation d'eaux usées en agriculture.

7.1 Croyances culturelles et religieuses

On utilise actuellement des eaux usées non traitées en agriculture dans de nombreuses parties du monde. Même si cette pratique ne semble pas susciter de répulsion socioculturelle majeure compte tenu de sa nécessité économique, l'emploi d'eaux usées traitées soulève beaucoup moins d'objections et, d'un point de vue socio-esthétique (et sanitaire), convient mieux pour l'agriculture. Les craintes du public peuvent être dissipées par des programmes d'information bien conçus (voir Encadré 7.1).

Dans les pays islamiques, il a été jugé que les eaux usées pouvaient servir à l'irrigation sous réserve que les impuretés (*najassa*) présentes dans les eaux usées brutes soient éliminées. Selon Farooq & Ansari (1983), il existe trois façons de transformer l'eau impure en eau pure :

1) l'autopurification de l'eau (élimination des impuretés par sédimentation, par exemple) ;
2) l'addition d'eau pure en quantité suffisante pour diluer les impuretés ;
3) l'élimination des impuretés avec le temps ou sous l'action d'effets physiques (lumière solaire et vent, par exemple).

Il est à noter que la première et la troisième de ces transformations sont pratiquement similaires à celles réalisées par les procédés de traitement des eaux usées.

En 1978, le Conseil des érudits musulmans responsables d'Arabie saoudite a émis une fatwa (décision légale sur un problème d'importance religieuse) concernant l'utilisation d'eaux usées dans les sociétés islamiques. Selon cette fatwa, les eaux usées impures peuvent être considérées comme des eaux pures, similaires à l'eau pure originelle, si le traitement utilisant des procédures techniques avancées qui leur est appliqué est capable d'éliminer les impuretés responsables des altérations du goût, de la couleur et de l'odeur, selon les attestations d'experts honnêtes, spécialisés et bien informés. Elles peuvent alors être utilisées pour l'élimination des impuretés corporelles et la purification, voire pour la boisson. En présence d'effets négatifs de leur usage direct sur la santé

Encadré 7.1 Acceptation socioculturelle de l'irrigation avec des eaux usées à Naplouse, en Cisjordanie, dans la Bande de Gaza et dans les Territoires palestiniens autogérés

Au cours du développement d'un traitement des eaux usées et d'une installation de démonstration dans la ville de Naplouse, la Cisjordanie, la Bande de Gaza et les Territoires palestiniens autogérés, des enquêtes ont été menées auprès des différents acteurs (à savoir la population générale, les agriculteurs et les visiteurs des sites pilotes). La majorité des Palestiniens sont des musulmans et les enquêtes étaient axées sur les aspects socioculturels de l'utilisation d'eaux usées. Ces enquêtes ont abouti aux conclusions suivantes :

- Les villageois interrogés pensaient que l'utilisation d'eaux usées était acceptable dans le cadre de l'Islam sous réserve que la qualité des effluents soit suffisante pour que cette eau ne comporte pas de risque et ne nuise pas à la santé des utilisateurs.
- La sécheresse et la pénurie d'eau justifiaient l'utilisation d'eaux usées pour l'irrigation afin de préserver l'eau douce à d'autres fins plus importantes.
- La plupart des personnes interrogées n'avaient jamais vu d'installation de traitement des eaux usées.
- La plupart des personnes interrogées pensaient que l'utilisation d'eaux usées brutes était dangereuse, tandis qu'elles considéraient les eaux usées traitées comme une ressource importante.
- Les sujets des enquêtes étaient disposés à consommer des produits cultivés avec des eaux usées traitées.
- La perception et l'acceptation par le public pourraient s'améliorer en présentant à la population des installations de traitement des eaux usées de démonstration et en renforçant les efforts sur le terrain pour convaincre cette population.

Source : Al Khateeb (2001).

humaine, il est préférable d'éviter de les utiliser, non parce qu'elles sont impures, mais pour éviter de nuire aux êtres humains. Le Conseil préfère qu'on évite l'utilisation d'eaux usées pour la boisson (dans la mesure du possible) « pour protéger la santé et pour ne pas entrer en contradiction avec les habitudes humaines » (Faruqui, Biswas & Bino, 2001).

Néanmoins, certains pays islamiques utilisent des eaux usées non traitées, principalement dans des zones souffrant d'une extrême pénurie d'eau et ces eaux sont alors généralement prélevées dans un wadi local (cours d'eau désertique éphémère), mais cette pratique résulte clairement de la nécessité économique et non d'une préférence culturelle.

Dans certaines cultures bouddhistes, l'utilisation d'eaux usées et d'excreta comme engrais en agriculture est en accord avec la philosophie centrale de la réincarnation. Il n'est pas difficile d'étendre le concept philosophique du recyclage de l'énergie humaine – naissance, croissance, déclin, mort et renaissance – à la notion harmonieuse de recyclage des ressources terrestres (Warner, 2000).

7.2 Perception par le public

Le maintien de bonnes relations avec le public, notamment en ce qui concerne la protection de la santé des consommateurs, est une tâche très importante. Le public doit avoir l'assurance que les aliments qu'il consomme ne sont en aucune manière préjudiciables

à sa santé. À cet égard, les programmes de surveillance systématique des eaux usées et de la qualité des produits revêtent une très grande importance, tout comme la démonstration de l'absence de transmission de maladies infectieuses.

La perception par le public de l'utilisation des eaux usées en agriculture peut varier notablement d'une communauté à l'autre. Dans les situations où l'eau est rare et où les eaux usées sont considérées comme une ressource nécessaire aux hommes pour leur subsistance, l'utilisation de ces eaux en agriculture sera probablement plus acceptable. Cependant, lorsque les eaux usées sont vues comme une nuisance en raison de leur odeur, de leurs effets perçus sur la santé et l'environnement et de leur faible valeur marchande, leur emploi peut être plus difficile à faire accepter.

Il importe de reconnaître que même dans les situations où l'on utilise des procédés de traitement avancés pour traiter les eaux usées et où les risques sanitaires effectifs sont très faibles, une perception négative par la population peut faire échouer des projets même bien planifiés. Bridgeman (2004) a présenté un certain nombre de conclusions sur la perception par le public du développement de divers projets d'utilisation des eaux usées en Californie, aux États-Unis d'Amérique :

- La perception par le public varie selon les communautés, de sorte qu'il n'existe pas de solution unique applicable dans toutes les communautés. Les programmes de proximité doivent s'appuyer sur une compréhension approfondie du profil de la communauté que le projet prévu doit desservir. À partir de là, il convient de mettre au point des plans d'actions adaptés aux parties prenantes.
- Il importe que la communauté et les parties prenantes participent au projet dès ses premiers stades.
- Le pouvoir de l'opinion publique concernant l'utilisation des eaux usées ne doit pas êtres sous-estimé.
- Un schéma ne sera approuvé par une communauté qu'à l'issue d'un processus de communication cohérent, clair et fiable avec cette communauté. Des messages clés doivent lui être présentés, sous une forme compréhensible par tous les membres.
- Les efforts pour informer et impliquer la communauté doivent être proactifs et non réactifs.
- Le succès d'un projet suppose la confiance entre les planificateurs et les bénéficiaires potentiels de ce projet.
- Les messages doivent être axés sur les bénéfices des projets.
- L'éducation des communautés bénéficiaires est essentielle au succès d'un projet.
- Il importe de bien organiser dans le temps la mise en œuvre du projet et de suivre de près l'opinion de la population. Les communautés peuvent être plus réceptrices à l'égard d'un projet d'utilisation d'eaux usées lorsqu'elles sont confrontées à une situation de sécheresse.
- Quelles que soient les justifications économiques ou scientifiques des propositions de schémas d'utilisation des eaux usées, il peut y avoir des personnes qui, pour des raisons qui leurs sont propres, n'accepteront jamais ces propositions.
- Le programme de surveillance est un élément clé du projet qui rassure la population.

7.2.1 Acceptation par le public des schémas d'utilisation des eaux usées

Pour parvenir à l'acceptation générale d'un schéma d'utilisation des eaux usées, l'expérience montre qu'une implication active de la population, de la phase de planification à

la mise en œuvre complète des procédés, est essentielle. L'implication de la population débute avec l'identification des utilisateurs potentiels et avec une prise de contact précoce avec ces utilisateurs, étapes qui conduisent à la formation d'un comité consultatif et à la tenue d'auditions publiques sur le schéma d'utilisation en projet. L'échange d'informations entre les autorités et les représentants de la population garantit l'adoption d'un programme de réutilisation de l'eau spécifique, répondant aux besoins réels des utilisateurs et aux objectifs généralement reconnus de la communauté dans les domaines de la santé, de la sécurité, de l'écologie et des coûts programmatiques, etc. (Crook et al., 1992 ; Helmer & Hespanhol, 1997).

Il devient plus facile d'obtenir l'acceptation de la population lorsque la nécessité d'utilisation des eaux usées est établie. Si une communauté est consciente de la rareté de l'eau et de la nécessité de préserver les ressources en eau de haute qualité à des fins domestiques, elle acceptera plus volontiers l'utilisation d'eaux usées. Cette utilisation devient la solution à un problème au lieu d'être un problème en soi (UKWIR, 2005). Comme le montre la Figure 7.1, la probabilité que l'utilisation des eaux usées soit acceptée par la population sera plus élevée si cette population est convaincue que le contact avec les eaux usées sera limité. Ainsi, l'utilisation d'eaux usées pour irriguer des cultures fourragères ou des cultures dont les produits sont toujours cuits avant consommation sera probablement plus acceptable pour la population que leur utilisation pour irriguer des cultures qui seront consommées crues. À mesure que la probabilité de contact avec les eaux usées augmente (par exemple avec l'utilisation d'eaux usées traitées pour la lessive dans les foyers, le stockage d'eaux usées traitées dans des réservoirs servant à l'approvisionnement en eau de boisson ou à usage récréatif, ou encore recharge avec de telles eaux des nappes souterraines utilisées comme sources d'eau de boisson), l'utilisation d'eaux usées devient moins acceptable pour la population.

L'acceptation des systèmes d'utilisation des eaux usées dépend de plusieurs facteurs : succès des agences responsables pour faire comprendre clairement à la population concernée l'ensemble du programme ; connaissance de la qualité des eaux usées traitées

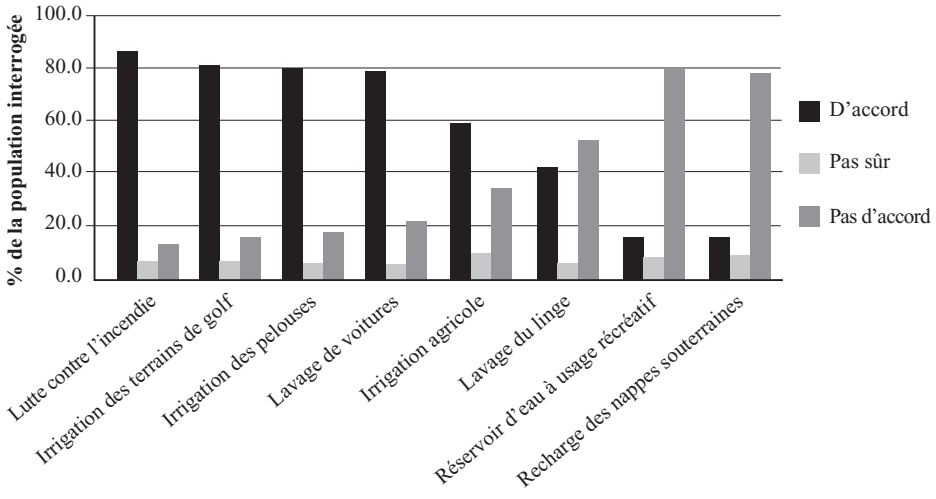

Figure 7.1
Attitudes à l'égard des options d'utilisation des eaux usées (Robinson, Robinson & Hawkins, 2005)

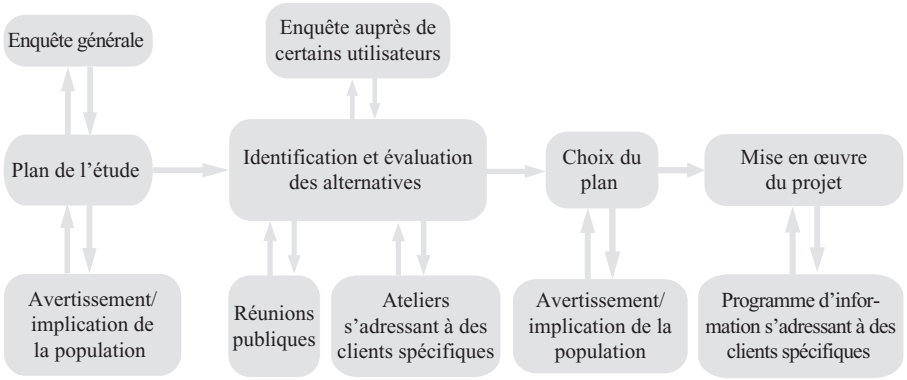

Figure 7.2
Mise au point d'une stratégie pour accroître la participation de la population (adapté de Crook et al., 1992 ; Helmer & Hespanhol, 1997)

Tableau 7.1 Outils pour accroître la participation de la population aux décisions concernant l'utilisation des eaux usées

Finalité	Outil
Éducation et information	Articles de journaux, programmes de radio et de télévision, discours et présentations, déplacements sur le terrain, expositions, dépôts d'informations, programmes scolaires, films, brochures et lettres d'information, rapports, lettres, conférences
Examen et réaction	Réunions d'information, réunions publiques, auditions publiques, enquêtes et questionnaires, tableau questions/réponses, « hotlines » faisant l'objet d'une publicité pour les enquêtes par téléphone
Dialogue interactif	Ateliers, groupes de travail spéciaux, entretiens, comités consultatifs, contacts informels, discussion en groupes d'étude, séminaires

Source : adapté de Crook et al. (1992).

et de leurs modalités d'utilisation ; confiance dans la gestion locale des entreprises publiques de services collectifs et dans l'application de la technologie localement acceptée ; assurance que les risques sanitaires et les effets préjudiciables sur l'environnement découlant de l'épandage d'eaux usées envisagé seront extrêmement limités ; et assurance, en particulier pour les usages agricoles, que l'approvisionnement en eau sera durable et que l'eau traitée conviendra aux cultures prévues.

La Figure 7.2 est un diagramme destiné à guider la mise au point de programmes visant à impliquer la population concernée dans toutes les phases d'un projet d'utilisation des eaux usées, de la planification à la mise en œuvre complète. Le Tableau 7.1 présente des outils de communication pour s'adresser au public, l'éduquer et l'informer, à différents niveaux de participation (Helmer et Hespanhol, 1997).

8
ASPECTS ENVIRONNEMENTAUX

L'utilisation d'eaux usées en agriculture peut avoir des impacts positifs et négatifs sur l'environnement. Moyennant une planification et une gestion rigoureuses, ses effets sur l'environnement peuvent être bénéfiques.

Le chapitre 8 donne une présentation générale des aspects bénéfiques et négatifs de l'utilisation des eaux usées et de ses effets sur les sols et les étendues d'eau (eaux de surfaces et eaux souterraines). Il apporte également des suggestions pour la gestion des impacts environnementaux.

Les eaux usées constituent une importante source d'eau et de nutriments pour de nombreux agriculteurs sous les climats arides et semi-arides. C'est parfois la seule source d'eau disponible pour l'agriculture. Lorsqu'elle est bien gérée, l'utilisation d'eaux usées peut contribuer au recyclage des nutriments et de l'eau et ainsi à réduire le coût de l'amendement des terres ou simplement à le rendre accessible aux agriculteurs. Ce moindre recours aux engrais artificiels a par lui-même des conséquences sur l'environnement (on consommera, par exemple, moins d'énergie pour produire des engrais [Sala & Serra, 2004], on extraira des mines moins de phosphore, etc.). En l'absence de services de traitement des eaux usées, l'utilisation de ces eaux en agriculture joue le rôle de procédé de traitement à faible coût, exploitant la capacité du sol à éliminer naturellement la contamination. L'emploi des eaux usées pour l'irrigation contribue donc à réduire l'impact sanitaire et environnemental en aval qui résulterait sinon du rejet direct de ces eaux dans les étendues d'eau de surface.

Néanmoins les eaux usées utilisées en agriculture présentent des risques pour l'environnement. Les effets potentiels et leur importance dépendent de la situation spécifique envisagée et de la manière dont les eaux usées sont utilisées. En de nombreux endroits, l'irrigation avec des eaux usées est apparue spontanément et sans planification – elle utilise alors souvent des eaux non traitées. Dans d'autres situations, l'utilisation des eaux usées en agriculture est strictement contrôlée. Ces pratiques ont des impacts différents sur l'environnement. La Figure 8.1 présente, de manière schématique, la génération et l'utilisation d'eaux usées et la façon dont cette utilisation interagit avec l'environnement.

Les eaux usées domestiques et les eaux usées industrielles ont des caractéristiques différentes. En général, l'utilisation d'eaux usées domestiques pour l'irrigation comporte moins de risque que celle d'eaux usées industrielles, en particulier lorsque ces dernières sont émises par des industries dont certains procédés utilisent ou génèrent des produits chimiques hautement toxiques. Des produits chimiques toxiques provenant de procédés industriels sont rejetés dans les eaux usées domestiques de nombreux pays, d'où de graves problèmes environnementaux et des dangers sanitaires pour les agriculteurs et les consommateurs de produits (Encadré 8.1).

8.1 Composants des eaux usées

La qualité des eaux usées (sous l'angle de leurs caractéristiques physiques et chimiques) détermine partiellement les impacts environnementaux de ces eaux. Dans les zones arides et semi-arides, les produits chimiques sont présents à des concentrations plus élevées que dans les zones humides, car on utilise moins d'eau au point de génération et les taux d'évaporation plus élevés pendant la distribution et le traitement réduisent la composante eau. Les composants des eaux usées recensées ci-après peuvent avoir un impact sur l'environnement :

- agents pathogènes ;
- sels ;

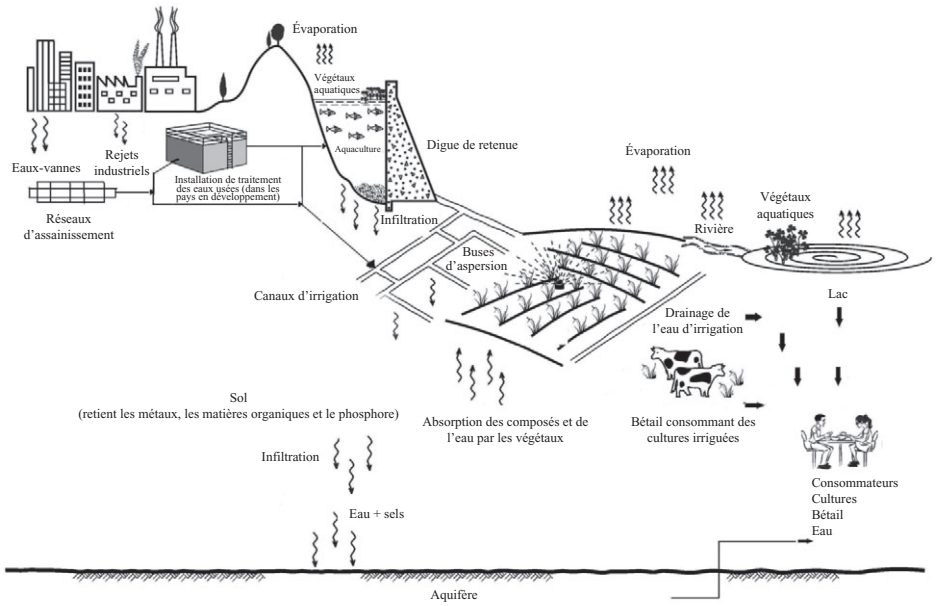

Figure 8.1
Schéma simplifié représentant l'utilisation des eaux usées en agriculture et ses effets sur l'environnement

Encadré 8.1 Impact des effluents industriels sur l'agriculture et l'aquaculture

La digue de retenue de Bau Tram, située à 10 km au nord-ouest de la ville de Danang au Viet Nam, a été construite en 1961, avec une capacité de stockage de 1,2 million de mètres cubes. L'eau provenant de la retenue est utilisée pour irriguer 120 ha de rizières. Cette irrigation permet aux agriculteurs de produire trois récoltes de riz par an (avec une productivité d'environ 6 t/ha). Au départ, la digue de retenue de Bau Tram recevait les eaux usées municipales générées par la population locale. En 1990, cependant, la nouvelle zone industrielle d'Hoa Khanh a commencé à rejeter 436 m^3/jour d'effluents industriels traités ou à peine traités dans le réservoir. En quelques années, on a perdu 50 % de la production agricole et l'aquaculture a dû être arrêtée. En outre, les approvisionnements en eau ont été contaminés par des métaux lourds. Les métaux présents dans les sédiments de la retenue ont été transportés dans les champs pendant les périodes de sécheresse et ont contaminé les sols.

Source : adapté d'après Raschid-Sally, van der Hoek & Ranawaka (2001).

- métaux ;
- composés organiques toxiques ;
- nutriments (azote, phosphore et potassium) ;
- matières organiques ;
- matières solides en suspension ;
- acides et bases (pH).

8.1.1 Agents pathogènes

Comme indiqué dans les chapitres 2 et 3, les eaux usées peuvent contenir divers agents pathogènes (à savoir des bactéries, des helminthes, des protozoaires et des virus). Ces organismes peuvent contaminer les cultures, les sols, les eaux de surface et les eaux souterraines. La survie des divers agents pathogènes dans différents milieux est décrite aux chapitres 2 et 3. D'un point de vue sanitaire, la présence d'agents pathogènes dans les eaux usées est généralement considérée comme le principal danger, en particulier lorsqu'on utilise pour l'irrigation des eaux usées non traitées ou insuffisamment traitées.

Tous les types d'agents pathogènes peuvent contaminer les cultures ou les sols. Si l'on épand des eaux usées sur des sols extrêmement poreux, minces ou fissurés, avec une nappe phréatique proche de la surface (ou directement sous l'influence des eaux de surface), des agents pathogènes peuvent contaminer l'aquifère. En général, les helminthes et les protozoaires, en raison de leur dimension relativement importante, sont éliminés plus rapidement par filtration dans les couches supérieures du sol. Néanmoins, on a détecté les protozoaires *Giardia* et *Cryptosporidium* dans les eaux souterraines de divers sites (Moulton-Hancock et al., 2000). Les virus et les bactéries sont plus petits que les helminthes et les protozoaires, de sorte qu'ils peuvent être plus mobiles dans le sol. Certains virus peuvent être transportés sur de longues distances dans les aquifères, tant verticalement qu'horizontalement (Yates & Gerba, 1998).

8.1.2 Sels

L'accroissement de la salinité des sols est peut être l'effet négatif sur l'environnement le plus important de l'utilisation d'eaux usées en agriculture, car si cette salinisation n'est pas maîtrisée, elle peut entraîner à long terme une diminution de la productivité. La salinité est mesurée de manière indirecte par une série de paramètres, tels que la conductivité, le taux d'absorption du sodium, les concentrations de sodium et de chlorure et les matières solides dissoutes. La vitesse d'accroissement de la salinité d'un sol dépend de la qualité de l'eau et d'autres facteurs tels que la transmissivité de ce sol, sa teneur en matières organiques, le drainage des terres, le taux d'irrigation et la profondeur des eaux souterraines. Pour toutes ces raisons, il n'est pas facile de prédire les vitesses de salinisation, et il est plus efficace de surveiller périodiquement sur le site l'évolution de la salinité. Celle-ci peut influer sur la productivité du sol de quatre façons :

- Elle modifie la pression osmotique au niveau de la zone de racines en raison de la forte concentration de sel.
- Elle entraîne une toxicité ionique spécifique (ions sodium, bore ou chlorure).
- Elle peut perturber l'absorption par les végétaux des nutriments essentiels (potassium et nitrates, par exemple), en raison de l'antagonisme avec les ions sodium, chlorure et sulfates.
- Elle peut détruire la structure du sol en provoquant sa dispersion et le bouchage des pores. Ce phénomène est aggravé aussi bien par les eaux de faible salinité que par les eaux à forte teneur en sodium, en relation avec les concentrations de calcium et de magnésium dans le sol. Il se reflète dans le taux d'absorption du sodium (voir annexe 1 traitant de manière plus approfondie la question du taux d'absorption du sodium).

À long terme, l'utilisation d'eaux usées accroît toujours la salinité des sols et des eaux souterraines car ces eaux contiennent plus de sels que l'eau douce. De ce fait, il est

nécessaire d'associer l'utilisation des eaux usées à des pratiques permettant de limiter la salinisation, telles qu'un lavage et un drainage appropriés du sol et le contrôle des apports en sel dans les eaux usées provenant des détergents, des adoucissants, des infiltrations d'eau salée, etc. (voir Encadré 8.2). La teneur en sels des eaux usées municipales est très variable et dépend de la salinité des approvisionnements en eau et, dans une moindre mesure, des rejets d'eau salée.

8.1.3 Métaux lourds

L'utilisation d'eaux usées domestiques (traitées ou non) en agriculture entraîne une accumulation de métaux lourds dans la couche de terre arable (première couche de sol

Encadré 8.2 Prévention de la salinisation en Israël

En Israël, 70 % des eaux usées municipales sont utilisées pour l'irrigation agricole. Cette pratique contribue à accroître la salinité des sols et des approvisionnements en eau souterraine, car les eaux usées traitées présentent une plus forte concentration de sels que l'eau douce. En Israël, les sels présents dans les eaux usées proviennent des détergents, de l'adoucissement de l'eau, des hôpitaux, des piscines, des procédés de nettoyage, de la transformation de la viande et des industries textiles et laitières. Prévenir l'introduction de sels dans les eaux usées au point de génération est bien moins coûteux que d'éliminer ces sels une fois présents. Un programme de grande ampleur a été mis en place dans ce sens (voir tableau ci-après). Grâce à ce programme et à d'autres mesures, la concentration de chlorures dans les égouts a chuté de 120 mg/l en 1992 à 60 mg/l en 2002, et celle du bore de 0,6 mg/l en 1999 à 0,3 mg/l en 2002, cette dernière devant atteindre 0,2 mg/l en 2008 d'après les prédictions. Des procédés de traitement des eaux usées réduisant la teneur en sels (osmose inverse, par exemple) ont été adoptés dans la plupart des environnements sensibles.

Programme visant à faire baisser la concentration de sels dans les égouts

Date	Mesure
1991	Obligation d'utiliser des sels de potassium au lieu de sels de sodium dans les échangeurs d'ions de certains secteurs industriels
1993	Incitation à rejeter progressivement les saumures d'adoucissement industriel dans la mer
1994	Réglementation concernant la quantité de sel à utiliser pour la régénération des échangeurs d'ions
1995	Directives pour la limitation des rejets de sels en provenance des abattoirs
1996	Limitations des rejets de saumures industrielles dans les égouts
1997	Normes de construction et d'exploitation des bassins d'évaporation
1998	Interdiction totale des rejets industriels de saumures dans les égouts
1999	Norme sur la formulation des détergents domestiques et industriels, abaissant progressivement la concentration maximale de bore de 8,4 g/kg à 0,5 g/kg en 2008, celle du sodium d'une valeur non limitée à 4 g/kg en 2001 et celle des chlorures de 61 g/kg à 40 g/kg pour les détergents machine et de 121 g/kg à 90 g/kg pour les détergents destinés au lavage à la main.
2003	Éducation de la population à l'utilisation du sel dans les lave-vaisselles et à l'emploi des détergents
2004	Limites portant sur la concentration de sels dans l'ensemble des rejets industriels : chlorures (430 mg/l), sodium (230 mg/l), fluorures (6 mg/l) et bore (1,5 mg/l)

Source : adapté de Weber & Juanicó (2004).

utilisée pour les cultures après labourage), sans effet négatif sur les cultures, même en cas d'épandage sur des périodes prolongées (plusieurs décennies). L'utilisation d'eaux usées contenant des rejets industriels fortement chargés en métaux lourds conduit à une accumulation de métaux dans les sols et les cultures et a été mise en relation avec des problèmes de santé chez les consommateurs de cultures (voir chapitre 3) (Chen, 1992 ; OMS, 1992 ; Yuan, 1993 ; Chang et al., 1995). L'annexe 2 présente un résumé des études sur l'impact de l'irrigation avec des eaux usées domestiques et industrielles sur les concentrations de métaux lourds dans les sols.

Indépendamment de sa concentration dans les eaux usées, un métal n'est pas absorbé par les végétaux tant que sa concentration dans le sol n'a pas atteint une valeur seuil (voir chapitre 4 pour les concentrations de métaux présentant un risque pour la santé ; voir annexe 1 pour les concentrations de métaux lourds ayant un impact sur la productivité agricole) et qu'il n'est pas dans une phase mobile (adsorbé sur les particules de sol ou dissous dans l'eau présente dans le sol, par exemple). Les métaux sont liés aux sols dont le pH dépasse 6,5 et/ou la teneur en matières organiques est élevée. Pour les valeurs de pH inférieures à ce seuil, toute la matière organique est consommée ou tous les sites d'adsorption utilisables dans le sol sont saturés ; les métaux deviennent mobiles et peuvent être absorbés par les cultures et contaminer les étendues d'eau. On trouve fréquemment dans les eaux usées du cadmium, du cuivre, du molybdène, du nickel et du zinc, qui peuvent être facilement mobilisés et absorbés par les végétaux. Le cadmium et le nickel présentent des dangers pour la santé plus graves que les autres métaux (voir chapitres 3 et 4) en raison de leur plus forte toxicité pour l'homme. Les effets des métaux lourds sur les cultures sont complexes, car ces métaux peuvent participer à des interactions antagonistes, qui influent sur leur absorption par les végétaux (Drakatos et al., 2002).

8.1.4 Composés organiques toxiques

Les eaux usées peuvent renfermer une grande variété de composés toxiques. Nombre d'entre eux sont difficiles à détecter en raison du manque de techniques analytiques et du nombre croissant de composés susceptibles d'être produits et rejetés dans les égouts. Les concentrations de composés organiques toxiques dans les eaux usées domestiques sont normalement faibles, mais elles peuvent augmenter si ces eaux reçoivent des rejets industriels, des eaux de ruissellement agricoles (c'est-à-dire contenant des pesticides et leurs résidus), des fuites provenant de cuves de stockage ou de conduites (renfermant des produits tels que des carburants), des solutions de lixiviation provenant de sols pollués, de sites de confinement ou de décharges, ou encore des polluants atmosphériques déposés par les pluies. Parmi ces substances, figurent des composés industriels (phtalates, biphényles, *p*-nonylphénol, PCB et tributyl étain), des pesticides (atrazine, simazine, méthoxychlore, 2,4-D, DDT, dieldrine, endosulfan et lindane), des composants du pétrole, des sous-produits de désinfection ou leurs précurseurs, des hormones (provenant des êtres humains comme le 7-éthinylestradiol, ou des végétaux, comme le 17-α-estradiol ou l'estriol) et des produits pharmaceutiques (voir ci-après).

Ces polluants peuvent avoir des effets cancérogènes, tératogènes et/ou mutagènes. De plus, certains d'entre eux peuvent interférer avec les fonctions hormonales (perturbateurs endocriniens) chez l'homme ou chez l'animal. Si les eaux usées sont traitées avant leur utilisation en agriculture, la concentration d'un grand nombre de ces composés peut diminuer par adsorption, volatilisation ou dégradation biologique. Leur absorption par les plantes à travers les racines est peu probable en raison des grandes dimensions et de la forte masse moléculaire de nombre d'entre eux, qui réduiront leur mobilité dans

les sols et l'eau (Pahren et al., 1979). Il est possible que ces produits chimiques soient transférés sur les surfaces comestibles des cultures irriguées avec des eaux usées.

Les perturbateurs endocriniens peuvent ne pas se dégrader rapidement dans l'environnement. Mansell, Drewes & Rauch (2004) ont constaté que le 17-α-estradiol, l'estriol et la testostérone n'étaient pas sensibles à la photodégradation (c'est-à-dire qu'après 24 h d'exposition à la lumière ultraviolette, leur destruction restait inférieure à 10 %). Ces composés pourraient donc persister à la surface des cultures irriguées avec des eaux usées. Leurs concentrations sont habituellement extrêmement faibles et, à ce jour, seuls des effets sur l'animal résultant d'un contact direct avec de l'eau polluée ont été démontrés. Il n'a pas été mis en évidence d'effets sur l'homme.

L'USEPA a conclu (1981) que tant que l'irrigation n'était pas pratiquée en continu et à haut débit, les composés comme l'endrine, le méthoxychlore, le toxaphène, le lindane, le 2,4-D, le 2,4,5-TP, le silvex, le tétrachloroéthylène, le *p*-dichlorobenzène et l'*o*-xylène, étaient éliminés pendant l'infiltration à travers le sol. Les composés organiques de synthèse et les organochlorés sont adsorbés et dégradés biologiquement dans le sol avec le temps. Cordy et al. (2003) ont étudié l'élimination de 34 composés organiques pouvant se retrouver dans les eaux usées (dont certains perturbateurs endocriniens) et n'ont plus détecté aucun d'entre eux à l'issue d'une infiltration sur 3 m de sol désertique, avec un temps de séjour de 21 jours. Mansell, Drewes & Rauch (2004) ont aussi apporté la preuve que l'on peut éliminer des perturbateurs endocriniens tels que les hormones stéroïdiennes détectées dans les eaux usées traitées et non traitées par infiltration dans des sols.

Pour ces substances, le mécanisme d'élimination dominant est l'adsorption. L'efficacité d'élimination est plus élevée dans les sols renfermant de fortes quantités de vase, d'argile et de matières organiques. Une atténuation supplémentaire jusqu'à une valeur inférieure à la limite de détection se produit par dégradation biologique, que les conditions soient aérobies ou anoxiques et quel que soit le type de matrice carbonée organique présente (acides hydrophobes, carbone hydrophile ou carbone colloïdal).

On peut également détecter en faibles concentrations dans les eaux usées une grande variété de résidus de produits pharmaceutiques et de sous-produits de métabolisation de ces produits. Ce phénomène est préoccupant car certaines de ces substances conservent leur activité et, si elles parviennent à contaminer les eaux de surface ou les eaux souterraines, peuvent entraîner des expositions humaines par le biais de l'eau de boisson. Un certain nombre de produits pharmaceutiques biologiquement actifs et leurs métabolites ont été identifiés dans des échantillons d'eau souterraine et d'eau de boisson (Heberer, Reddersen & Mechlinski, 2002). Les effets de ces substances sur l'écosystème et d'autres animaux ne sont pas encore connus.

Des études sur les eaux usées ont montré que certaines de ces substances pouvaient échapper à des traitements secondaires et même tertiaires. Une étude menée sur des effluents d'eaux usées traités (effluents ayant subi à la fois un traitement secondaire et un traitement tertiaire), que l'on soumettait à un traitement supplémentaire dans un sol aquifère, a indiqué que la plupart des produits pharmaceutiques et de leurs sous-produits de métabolisation étaient éliminés efficacement par passage à travers ce sol et après un temps de séjour suffisant dans l'aquifère. Toutefois, deux médicaments (carbamazépine et primidone) n'ont pas paru subir de réduction notable, même après six ans de circulation à travers le système de traitement sur sol aquifère (Drewes, Heberer & Reddersen, 2002).

D'autres études sont nécessaires pour déterminer quels produits chimiques risquent de persister dans l'environnement, lesquels d'entre eux peuvent être nocifs aux concentrations relevées dans les eaux usées et quelles techniques de traitement sont les plus

efficaces pour les éliminer. D'après l'étude menée sur du sol aquifère, il apparaît que les produits chimiques présentant certaines propriétés (par exemple les produits acides et leurs métabolites) sont éliminés plus facilement que d'autres (Drewes, Heberer & Reddersen, 2002).

8.1.5 Nutriments

Comme indiqué dans le chapitre 1, les eaux usées contiennent divers nutriments utilisables par les végétaux. Les matières organiques présentes dans ces eaux peuvent aussi améliorer la structure du sol et sa fertilité. Un certain nombre d'études ont démontré un impact positif des eaux usées sur la productivité des cultures résultant de leur teneur en nutriments et en matières organiques (Day, Taher & Katterman, 1975 ; Day & Tucker, 1977 ; Bole & Bell, 1978 ; Marten, Larson & Clapp, 1980 ; Khouri, Kalbermatten & Bartone, 1994 ; Shahalam, Abuzahra & Jaradat, 1998 ; Parameswaran, 1999 ; Scott, Zarazua & Levine, 2000). Le cas des nutriments azote, phosphore et potassium est présenté ci-après.

Azote

L'azote est un macronutriment nécessaire aux végétaux que l'on trouve dans les eaux usées sous forme de nitrate, d'ammoniaque, d'azote et de nitrite. La somme des concentrations d'azote sous l'ensemble des diverses formes est appelé azote total. La plupart des végétaux n'absorbent que les nitrates, mais habituellement les autres formes d'azote sont transformées en nitrates dans le sol (National Research Council, 1996). Toutefois, 50 % de l'ammoniaque et 30 % de l'azote organique seulement sont assimilés par les plantes, le reste étant perdu au cours de la transformation par plusieurs mécanismes comme la volatilisation (Girovich, 1996). Le principal problème rencontré avec l'azote est la très grande solubilité dans l'eau des nitrates, c'est pourquoi, lorsqu'on irrigue des cultures, la majeure partie de l'azote est entraînée par lixiviation. Ce phénomène n'est souvent pas maîtrisable dans la mesure où beaucoup de cultures ont besoin de grandes quantités d'eau pour se développer correctement (Pescod, 1992). La quantité d'azote lixiviée dépend principalement du taux d'irrigation, des caractéristiques du sol et de la teneur en azote des eaux usées. Il faut ajouter de l'azote à chaque cycle agricole et l'azote éliminé du sol peut affecter d'autres sites (par exemple, s'il pénètre dans les eaux souterraines ou les eaux de surface). La quantité d'azote pouvant être appliquée sans qu'une grande proportion soit lixiviée dépend de la teneur en azote du sol (0,05–2 %) et de la demande en azote des cultures, qui oscille entre 50 et 350 kg d'azote par hectare, selon le stade du cycle de culture (Girovich, 1996). Les nitrates sont stables dans les eaux souterraines et peuvent s'accumuler à des concentrations susceptibles de contribuer à la méthémoglobinémie chez les enfants nourris au biberon, si ces eaux sont employées pour diluer des préparations pour nourrissons (voir chapitre 3) (OMS, 2004a).

Phosphore

Le phosphore est un macronutriment végétal, rarement présent dans les sols sous une forme biodisponible pour les plantes et il est donc presque toujours nécessaire d'en rajouter avec les engrais. Cet élément est relativement stable dans les sols, dans lesquels il peut s'accumuler, notamment en surface ou à proximité de la surface. Les eaux usées contiennent normalement de faibles quantités de phosphore, ce qui rend leur utilisation pour l'irrigation bénéfique et n'entraîne pas d'impact négatif sur l'environnement (Girovich, 1996). Cet impact reste non préjudiciable même lorsqu'on épand des eaux usées contenant de fortes concentrations de phosphore (effluents provenant de laiteries, par

exemple) sur des périodes prolongées (Degens et al., 2000). Cependant, comme le phosphore s'accumule à la surface des terres, il peut influer sur la qualité des eaux de surface par le biais de l'érosion et du ruissellement.

D'après les prévisions, les réserves de phosphore accessibles devraient s'épuiser d'ici 60–130 ans (Steen & Agro, 1998). L'exploitation minière des phosphates détériore l'environnement car l'extraction du minerais s'effectue souvent à proximité de la surface, dans de grandes mines à ciel ouvert, laissant derrière elle un paysage dévasté. Environ 25 % du phosphore extrait des mines finit dans un environnement aquatique ou enterré dans une décharge ou autre puits (Tiessen, 1995). Il en résulte une eutrophisation des étendues d'eau, à l'origine de préjudices supplémentaires pour l'environnement. En outre, pour réduire l'eutrophisation due aux rejets d'eaux usées contenant du phosphore dans les eaux de surface, il faut mettre en œuvre dans les installations de traitement des eaux usées, des procédés complexes et coûteux pour éliminer ce phosphore. Ainsi, l'utilisation d'eaux usées en agriculture permet de recycler le phosphore, de minimiser les impacts environnementaux et de diminuer les coûts de traitement des eaux usées pour satisfaire la réglementation environnementale (EcoSanRes, 2005).

Potassium

Le potassium est un macronutriment présent à forte concentration dans les sols (3 % de la lithosphère), mais il n'est pas biodisponible, car lié à d'autres composés. Il doit donc être ajouté dans les sols par le biais des engrais. Il faut approximativement 185 kg de potassium par hectare. Les eaux usées contiennent de faibles concentrations de potassium, insuffisantes pour couvrir la demande théorique en cet élément. L'utilisation d'eaux usées en agriculture n'entraîne normalement pas d'impact négatif sur l'environnement lié à l'apport de potassium (Mikkelsen & Camberato, 1995).

8.1.6 Matières organiques

Non seulement, les eaux usées ajoutent des nutriments dans le sol, mais elles l'enrichissent en matières humiques par un apport de matières organiques qui accroissent l'humidité du sol, retiennent les métaux (par des échanges cationiques et la formation de composés organométalliques) et renforcent l'activité microbienne. Cette capacité à amender les sols donne aux eaux usées un avantage supplémentaire sur d'autres engrais artificiels. Les bénéfices observés dépendent de la teneur en matières organiques de départ des sols, qui varie de <1,2 % pour les sols pauvres à >5 % pour les sols riches.

La plupart des composés organiques d'origine humaine, animale ou végétale contenus dans les eaux usées se décomposent rapidement dans les sols. Ce phénomène a été étudié de manière approfondie sur des systèmes de traitement sur sols aquifères. En conditions aérobies, la décomposition est généralement plus rapide, plus complète (en dioxyde de carbone, minéraux et eau) et s'effectue sur une plus grande variété de composés qu'en conditions anaérobies. Il se forme des composés organiques stables et non toxiques, tels que les acides humiques et fulviques. L'épandage d'eaux usées en conditions contrôlées (c'est-à-dire avec des débits d'irrigation maîtrisés ou par submersion intermittente) permet la biodégradation de centaines de kilogrammes de DBO par hectare et par jour, sans impact sur l'environnement (Bouwer & Chaney, 1974). Dans les cas où l'on rencontre des concentrations de DBO extrêmement élevées en association avec une forte teneur en matières solides dissoutes totales, un bouchage du sol peut se produire. Néanmoins, ce phénomène n'intervient habituellement pas tant que la DBO ne dépasse pas 500 mg/l (Darrell, 2002). Dans la plupart des cas, la DBO chute pratiquement à zéro lorsqu'on s'éloigne d'une courte distance de la surface du sol. Néanmoins à la fin, l'eau

contient encore une certaine quantité de carbone organique, habituellement quelques milligrammes par litre, due aux acides humiques et fulviques, mais aussi potentiellement à la présence de composés organiques synthétiques. Ces composés récalcitrants ne sont habituellement pas présents en concentrations notables dans les eaux usées municipales, mais leur teneur peut être plus importante si ces eaux reçoivent des rejets industriels. Le comportement de ce type de matière organique est décrit dans la partie 8.1.4.

8.1.7 Matières solides en suspension

Les matières solides en suspension dans les eaux usées peuvent boucher les infrastructures d'irrigation, en particulier si l'on utilise des buses d'aspersion ou si l'on irrigue par goutte-à-goutte. De plus, si ces matières ne sont pas biodégradables, elles peuvent aussi diminuer la percolation. Les matières solides en suspension provenant des bassins de stabilisation peuvent inclure des particules algales, qui enrichissent les sols en matières organiques et en nutriments après leur biodégradation.

8.1.8 Acides et bases (pH)

Le pH des eaux usées est habituellement légèrement alcalin. Si l'on épand ces eaux usées sur des sols présentant une alcalinité appropriée, l'équilibre acide/base du sol n'est pas perturbé. L'épandage d'effluents très acides (certains effluents industriels, par exemple) sur des sols faiblement alcalins sur de longues périodes peut modifier leur pH. Comme indiqué dans la partie 8.1.3, une valeur faible du pH influe sur la mobilité des métaux lourds dans le sol. Certaines cultures exigent des plages de pH spécifiques pour croître de manière optimale.

8.2 Effets sur l'environnement par le biais de la chaîne agricole

L'utilisation d'eaux usées peut influer sur les ressources en termes de sol et d'eau par le biais de la chaîne agricole, comme le montre le Tableau 8.1 à la page suivante. Certaines précisions concernant ces impacts sont données dans le Tableau 8.1 ci-après.

8.2.1 Sols

Le sol est un mélange complexe de substances minérales et organiques, à des concentrations qui varient très largement selon les régions et les climats. De ce fait, il est très difficile de donner des indications générales sur les polluants qu'il contient et sur les concentrations de ces polluants. Les effets observés dépendent non seulement des caractéristiques physiques et chimiques des sols, mais aussi du type de culture, de climat, ainsi que de la qualité et du volume des eaux usées utilisées pour l'irrigation. Najafi, Mousavi & Feizi (2003) indiquent que même la méthode d'irrigation a une influence (par exemple l'accumulation de métaux est bien moindre lorsqu'on pratique l'irrigation par goutte-à-goutte à 30 cm de profondeur que lorsqu'on la pratique à 15 cm de la surface). Les seules méthodes relativement précises pour déterminer les effets sur les sols sont :

- la mesure des caractéristiques du sol au stade initial et leur suivi au cours du temps ; ou
- la comparaison entre l'irrigation avec des eaux usées et avec de l'eau douce de sols similaires dans des conditions similaires.

Le problème le plus important et le plus courant que les eaux usées peuvent occasionner dans les sols est la salinisation. Ce problème survient même avec de l'eau douce en l'absence d'un lavage du sol et d'un drainage du terrain appropriés. L'utilisation

Tableau 8.1 Effets sur les sols, les cultures et le bétail, par type de composé

Paramètre	Concentration dans l'eau d'irrigation	Sol	Cultures	Bétail
Azote	Eaux usées municipales contenant 20–85 mg d'azote total/l	Les problèmes d'acidification posés par les engrais synthétiques ne sont pas observés	Accroissement de la productivité sur le plan quantitatif et qualitatif Selon la concentration dans le sol et le type de culture, des problèmes peuvent apparaître au-dessus de 30 mg de $N\text{-}NO_3$ par litre	Absence de problème rapporté
	Eaux usées contenant >30 mg/l d'azote total	Pas d'effet rapporté	Peut accroître le degré de succulence au-delà des niveaux souhaitables, d'où parfois un pourrissement des cultures céréalières et une baisse de la teneur en sucre des betteraves et des cannes à sucre Au-delà des besoins saisonniers, peut favoriser un développement végétatif au détriment de la croissance des fruits ou retarder le mûrissement	Le fourrage, principal aliment du bétail, peut causer la tétanie d'herbage, une maladie liée à un déséquilibre entre l'azote, le potassium et le magnésium dans les herbes pâturées
Phosphore	Eaux usées municipales contenant 6–20 mg/l de phosphore	Pas d'effet rapporté	Accroissement de la productivité	
	Eaux usées municipales contenant >20 mg/l de phosphore	Pas d'effet rapporté	Réduction de la disponibilité du cuivre, du fer et du zinc dans les sols alcalins	
Potassium	Teneur normale dans des eaux usées municipales[a]	Pas d'effet rapporté	Accroissement de la productivité	
	Concentration supérieure à la teneur normale dans des eaux usées municipales[a]	Pas d'effet rapporté	Accroissement de la productivité	

Matières organiques	Eaux usées municipales contenant une DBO de 110–400 mg/l	Renforcement de l'activité microbienne et augmentation de la fertilité du sol	Accroissement de la productivité	Pas de problème rapporté
		Accroissement de l'humidité et de la teneur en nutriments par les matières organiques colloïdales et en suspension, amélioration de la structure		
		Diminution des effets sur la salinité en raison de la forte teneur en eau		
		Rétention et fixation des métaux lourds		
		Libération possible de sels, d'azote et de métaux selon la composition et la consommation du sol		
	Teneur dans les eaux usées supérieure à celle normalement présente dans des eaux usées[a]	Une irrigation continue et une forte teneur en matières organiques peuvent boucher les pores du sol et favoriser le développement d'une population anaérobie dans la zone de racines		
		La présence de matières organiques et d'azote associée à une irrigation continue peut provoquer des pertes d'azote importantes par dénitrification		

Tableau 8.1 (suite)

Paramètre	Concentration dans l'eau d'irrigation	Sol	Cultures	Bétail
Salinité (variable, selon la teneur en sels de l'approvisionnement en eau et le type de rejet)	Eaux usées contenant : TDS : 250–850 mg/l Conductivité <3 dS/m SAR : 5–9 Sodium <100 mg/l	Pas d'effet à court terme observé Une salinisation à long terme se produit à une vitesse qui dépend de la fréquence de lavage du sol et des caractéristiques de drainage du terrain	Problèmes avec les cultures sensibles pour des TDS comprises entre 450 et 2000 mg/l et une conductivité située entre 0,7 et 3 dS/m Pas de problème avec une conductivité entre 5 et 8 dS/m et pour les cultures non sensibles Si le sol est salé, les cultures absorbent davantage de sels, d'où une diminution de leur valeur dans certains pays et pour certaines cultures, comme la vigne	
	Eaux usées contenant : TDS >2000 mg/l Conductivité >3 dS/m SAR >8 Sodium >100 mg/l	Perte de structure et de capacité de transport de l'air et de l'eau de la part du sol, d'où une perte de capacité à soutenir la croissance végétale Effets dépendant de la conductivité, du SAR, de la fréquence de lavage du sol et des conditions de drainage du terrain	Impacts sur presque tous les types de cultures Le sodium fait baisser les rendements des cultures sensibles jusqu'à 100 mg/l Un SAR >3 affecte certaines cultures, en fonction de la conductivité de l'eau La productivité diminue, voire tombe à zéro, lorsque la salinisation est très forte	
Bore (concentration très variable dans les eaux usées en fonction de la teneur dans l'approvisionnement en eau et de la présence de rejets)	Eaux usées municipales contenant 0,7–3 mg/l Eaux usées municipales contenant >3 mg/l	Pas d'effet rapporté	Affecte les cultures très sensibles (0,5–0,75 mg/l), sensibles (0,75–1 mg/l) et modérément sensibles (2–4 mg/l) Affecte les cultures modérément sensibles (2–4 mg/l), tolérantes (4–6 mg/l) et très tolérantes (6–15 mg/l)	

Chlorures	Eaux usées contenant 30–100 mg/l Eaux usées contenant >140 mg/l	Peuvent entraîner une salinisation, en fonction d'autres paramètres et de la fréquence de lavage du sol et des conditions de drainage des terres	Au-dessous de 140 mg/l, pas d'effet observé >140 mg/l, les cultures sont affectées, avec des effets très visibles aux concentrations >350 mg/l Les feuilles des plantes sensibles (céréales et plantes ligneuses) sont brûlées lorsqu'on utilise des buses d'aspersion pour l'irrigation	
Alcalinité (carbonates et bicarbonates)	Eaux usées contenant 50–200 mg/l de $CaCO_3$ Eaux usées contenant >500 mg/l de $CaCO_3$	Pas d'effet rapporté Des concentrations supérieures aux conditions d'équilibre dans les sols font précipiter le calcium, ce qui détériore la structure de ces sols	Sous les climats chauds, les bicarbonates brûlent les feuilles	Pas de problème rapporté
Métaux	Eaux usées municipales ou effluents industriels faiblement concentrés en métaux	Augmentation de la concentration de métaux avec le temps dans les premières couches de sol ; phénomène dépendant du pH, de la teneur en matières organiques et de la durée de l'irrigation ; les métaux sont liés aux particules de sol ou mobiles	Pas d'effet observé avec les concentrations de métaux normalement rencontrées dans les eaux usées	
	Eaux usées municipales ou effluents industriels ayant une forte teneur en métaux	Voir annexe 2	Voir annexe 2	Voir annexe 2
	Aluminium et fer	Diminution de la mobilité du phosphore	Peuvent entraîner des déficits en phosphore	

Tableau 8.1 (suite)

Paramètre	Concentration dans l'eau d'irrigation	Sol	Cultures	Bétail
	Cadmium		Toxique, avec une absorption qui peut augmenter avec le temps en fonction de la concentration de ce métal dans le sol	Nocivité potentielle pour les animaux, à des doses bien inférieures à celles affectant visiblement les végétaux Le cadmium absorbé est stocké dans les reins et le foie, sans conséquence pour la viande et les produits laitiers
	Cuivre			Nocivité potentielle pour les animaux, à des doses bien inférieures à celles affectant visiblement les végétaux Sans danger pour les animaux mono-gastriques, mais toxicité potentielle pour les ruminants (bovins et ovins) La tolérance au cuivre s'améliore à mesure que le molybdène disponible augmente
	Zinc et nickel		Effets négatifs visibles sur les végétaux avant que les concentrations n'atteignent un niveau préoccupant pour les animaux ou les humains	

	Molybdène			Nocivité potentielle pour les animaux à des concentrations trop faibles pour affecter visiblement les végétaux Effets nocifs sur les animaux consommant du fourrage contenant 10–20 mg/kg de molybdène et une faible quantité de cuivre Toxicité pour les ruminants de la consommation de cultures contenant plus de 5 mg/kg de molybdène La toxicité du molybdène est liée à l'ingestion de cuivre et de sulfate
Composés organiques toxiques		Long terme : biodégradation possible de certains d'entre eux dans les sols Certains composés comme les pesticides contiennent parfois des métaux et contribuent à l'accumulation de métaux dans les sols	En général, leurs grandes dimensions et leur forte masse moléculaire les empêchent d'être absorbés par les plantes Risque de contamination des produits de culture par contact avec l'eau durant l'irrigation ; les eaux usées contiennent normalement des concentrations trop faibles de ces composés pour poser problème	

Tableau 8.1 (suite)

Paramètre	Concentration dans l'eau d'irrigation	Sol	Cultures	Bétail
Matières solides en suspension	Eaux usées municipales contenant 100–350 mg/l de matières solides	Bouchage des sols selon la teneur en matières solides, la composition et la porosité des sols ; une teneur en matières solides minérales >100 mg/l peut être source de problèmes		
		Si le sol est bouché, le taux d'infiltration de l'eau diminue et l'irrigation perd de son efficacité		
pH	Eaux usées municipales présentant un pH de 7–7,4	Pas d'effet rapporté		
	Eaux usées présentant un pH en dehors de la plage 6,5–8,5	Si l'alcalinité du sol n'est pas suffisante pour maintenir le pH au-dessus de 6,5, une solubilisation des métaux peut se produire ; lorsque le pH est maintenu à une valeur inférieure à 8,5, l'aluminium peut se solubiliser et provoquer la défloculation du sol ; il peut y avoir des pertes d'azote par volatilisation	Les effets dépendent du métal solubilisé (voir annexe 2)	

dS/m : deciSiemens par mètre ; SAR : taux d'adsorption du sol ; TDS : matières totales dissoutes ; AT : azote total.

Sources : NAS & NAE (1972) ; Seabrook (1975) ; Sidle, Hook & Kardos (1976) ; Benham-Blair & Affiliates, Inc. & Engineering Enterprises, Inc. (1979) ; Marten, Larson & Clapp (1980) ; Bouwer (1991) ; Metcalf & Eddy, Inc. (1991) ; Oron et al. (1992) ; Pescod (1992) ; National Research Council (1996) ; Siebe & Fischer (1996) ; Shahalam, Abuzahra & Jaradat (1998) ; Siebe (1998) ; ACTG (1999) ; Downs et al. (2000) ; Friedel et al. (2000) ; Simmons & Pongsakul (2002) ; AATSE (2004) ; Jiménez (2004) ; Jiménez, Siebe & Cifuentes (2004) ; Lee et al. (2004).

[a] Concentration dans les eaux usées municipales selon Metcalf & Eddy, Inc. (2003).

d'eaux usées peut accélérer le processus de salinisation du sol en raison de la forte teneur en sels de ces eaux. La salinisation entraîne un effondrement de la structure du sol, ainsi qu'une disparition des pores et des interconnexions qui permettent le passage de l'eau et de l'air, et par conséquent :

- augmente le drainage latéral ;
- facilite l'érosion du sol ;
- limite l'oxygénation ;
- empêche le développement des racines ;
- réduit ou stoppe le développement des végétaux.

En général, les effets de la salinité sont surtout préoccupants dans les régions arides et semi-arides, où les sels accumulés ne sont pas évacués par lavage des profils pédologiques par les précipitations naturelles et où l'on utilise des eaux usées. Comme indiqué précédemment, le risque de salinisation se mesure par une combinaison de paramètres. À titre d'indication, il est utile de savoir que, selon le type de sol et les conditions de lavage et de drainage, les problèmes de salinisation apparaissent pour des conductivités >3 dS/m, des teneurs en matières solides dissoutes >500 mg/l (devenant sévères si >2000 mg/l) et un taux d'adsorption du sodium de 3–9 (voir annexe 1 pour plus d'informations) (Ayers & Wescot, 1985).

La sodicité, une forme particulière de salinisation, résulte d'une forte concentration d'ions sodium par rapport aux concentrations d'ions calcium et magnésium. Ce phénomène peut se produire même avec des eaux ayant une faible teneur en matières solides dissoutes et une conductivité peu élevée. Les carbones et les bicarbonates peuvent également provoquer une défloculation des sols. Cet effet reste modéré lorsque la concentration de bicarbonates se situe entre 90 et 500 mg/l ; au-dessus de 500 mg/l, des problèmes peuvent apparaître. Les eaux usées ne sont pas le seul facteur responsable de la salinisation : un drainage insuffisant du sol et du sous-sol, le climat et le type de sol peuvent aussi provoquer ce phénomène, même si l'irrigation s'effectue avec de l'eau douce.

Une variation de la qualité de l'eau d'irrigation peut aussi affecter le sol car un nouvel équilibre doit s'établir. Par exemple, si l'on remplace de l'eau fortement chargée en matières organiques par une autre dont la teneur en matières organiques est plus faible, on peut observer deux effets (Siebe & Fischer, 1996) :

1) des problèmes de salinisation dus à une augmentation des concentrations de sels au voisinage des racines avec la perte d'humidité ;
2) une mobilisation des métaux, car il n'y a pas de matières organiques pour les fixer.

Plus la nouvelle source d'eau diffère par sa qualité de l'eau d'irrigation de départ, plus les effets sur le sol sont prononcés.

Les sols ont une capacité d'adsorption des métaux lourds absolument considérable (voir annexe 1) – si considérable qu'on a estimé que l'on pouvait épandre des eaux usées domestiques ayant une teneur moyenne en métaux (valeurs consultables dans Metcalf & Eddy, Inc., 2003) sur des terres pendant plusieurs centaines d'années sans épuiser totalement la capacité du sol à adsorber ces métaux (Reed, Thomas & Kowal, 1980). Les métaux sont retenus dans les couches supérieures, où ils restent liés à la fraction organique ou précipitent en raison du pH. Seule une faible fraction des métaux s'infiltre jusqu'aux couches inférieures et une fraction encore plus faible est absorbée par les

cultures. Par exemple, 80–94 % environ du cadmium, du cuivre, du nickel et du zinc sont éliminés dans les premiers 5–15 cm de sol, 5–15 % s'éliminent par ruissellement et 1–8 % sont absorbés par les herbes (Peters, Lee & Bates, 1980).

8.2.2 Eaux souterraines

Le Tableau 8.2 décrit les impacts que peuvent avoir certaines des substances rencontrées dans les eaux usées sur les eaux souterraines et de surface. L'une des conséquences indirectes de l'agriculture irriguée avec de l'eau douce ou des eaux usées est la recharge des aquifères (Tableau 8.3 ; Encadré 8.3). Cette recharge est presque toujours non plani-

Tableau 8.2 Impact sur les eaux souterraines et les étendues d'eau de surface de différents composés dans le cadre de l'irrigation avec des eaux usées

Composé	Impact	Impact relatif sur les eaux souterraines ou les eaux de surface	
		Eaux souterraines	Eaux de surface
Azote	Risque de contamination des eaux souterraines et des étendues d'eau de surface par infiltration et ruissellement de l'eau d'irrigation. La quantité d'azote entraînée par lixiviation dépend de la demande en azote des cultures, de la charge hydraulique due aux précipitations et à l'eau d'irrigation, de la perméabilité du sol et de la teneur en azote de ce sol.	Important	Moyen
Phosphore	Les eaux de ruissellement agricoles contenant du phosphore peuvent provoquer la croissance de végétaux aquatiques sous l'effet d'une eutrophisation des étendues d'eau de surface (réservoirs et lacs), susceptible d'entraîner l'obstruction des infrastructures d'irrigation (filtres, barrages, conduites et déversoirs) et le bouchage des filtres des installations de traitement des eaux usées.	Non significatif	Moyen
Matières organiques biodégradables	Si les eaux de ruissellement renferment des teneurs élevées en matières organiques, ces matières peuvent consommer l'oxygène dissous dans les lacs et les rivières.	Non significatif	Moyen
Salinité	Les eaux de lixiviation des sols chargées en sels contaminent les étendues d'eau de surface et les eaux souterraines ; jusqu'à un certain point, elle peut limiter l'utilisation de l'eau.	Moyen	Faible
	Des TDS >500 mg/l entraînent des problèmes organoleptiques, mais non sanitaires, pour les approvisionnements en eau.		
	Des concentrations de sels très élevées provoquent des effets laxatifs sur les consommateurs et corrodent les équipements de distribution de l'eau.		

Tableau 8.2 (suite)

Composé	Impact	Impact relatif sur les eaux souterraines ou les eaux de surface	
		Eaux souterraines	**Eaux de surface**
Bore	Le bore présent dans les eaux usées n'est pas éliminé par les traitements, pratiquement pas retenu dans les sols et pas absorbé par les plantes.	Moyen	Faible
	Bien que le bore soit un élément essentiel, il devient rapidement toxique lorsque sa concentration dépasse les seuils imposés.		
	Il parvient par lixiviation dans les eaux souterraines et par ruissellement ou en provenance des aquifères pollués, dans les étendues d'eau de surface.		
	Son accumulation dans les étendues d'eau limite l'usage de celles-ci, principalement pour l'irrigation.		
	Certaines cultures sont sensibles au bore (voir annexe 1).		
Métaux lourds	Ils peuvent atteindre les aquifères par lixiviation de sols acides et pénétrer dans les eaux de surface par ruissellement.	Faible	Faible
Composés organiques toxiques	La plus grande part est éliminée par les sols.	Non significatif	Non significatif

TDS : matières solides totales dissoutes.

Tableau 8.3 Recharge des aquifères pendant l'utilisation d'eaux usées en agriculture

Effet	Références
Après 35 ans d'irrigation avec des eaux usées domestiques à Haroonabad, au Pakistan, la qualité des eaux souterraines au-delà du site a évolué par rapport à une zone similaire irriguée avec de l'eau douce de la manière suivante :	Matsuno et al. (2004)
Salinité 5,4 ± 2 contre 2,8 ± 0,4 dS/m ; *E. coli* : 338 contre 20 CPP/100 ml et nitrates : 68 mg contre 47 mg NO_3/l.	
Dans la ferme de Gabal el Asfar dans la région du Grand Caire, l'utilisation depuis 1915 pour l'irrigation d'eaux usées non traitées ou n'ayant subi qu'un traitement primaire a conduit à une baisse de la salinité des eaux souterraines (l'aquifère était salé au départ) et à leur recharge.	Farid et al. (1993) ; Rashed et al. (1995)
À Mezquital au Mexique, plus de 25 m^3/s d'eaux usées s'infiltrent dans l'aquifère sous l'effet de l'irrigation agricole. La qualité de l'eau d'irrigation est améliorée par stockage dans des réservoirs et par passage à travers les canaux et le sol. L'aquifère approvisionne en eau plus de 300 000 personnes, malgré l'augmentation de sa salinité.	BGS-CNA (1998) ; Jiménez, Siebe & Cifuentes (2004)

CPP : chiffre le plus probable.

Encadré 8.3 Irrigation avec des eaux usées et recharge de l'aquifère dans la vallée du Mezquital à Tula, au Mexique

Balance en eau dans la ville de Mexico et la vallée du Mezquital

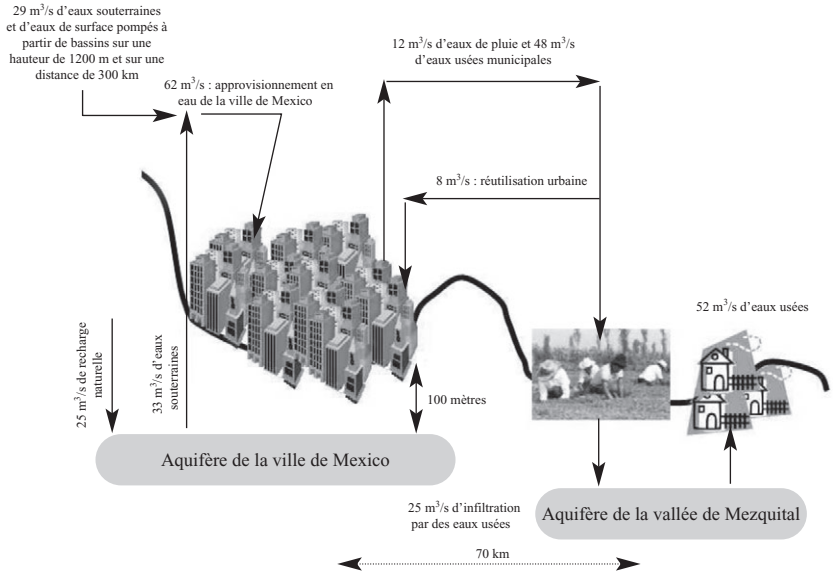

Figure 8.2
Recharge de l'aquifère dans la vallée du Mezquital du fait de l'irrigation avec des eaux usées

À proximité de Mexico, dans la vallée du Mezquital, 85 000 ha sont irrigués avec des eaux usées, en majeure partie non traitées, provenant de cette métropole. Les eaux usées sont appréciées par les agriculteurs du Mezquital car elles permettent le développement agricole dans une zone où la pluviométrie annuelle est de 550 mm et où les sols à faible teneur en matières organiques doivent être irrigués et fertilisés par des engrais pour être productifs. En fait, les agriculteurs sont opposés au traitement des eaux usées qui pourraient ôter à celles-ci leur « substance », c'est-à-dire les matériaux fertilisants. Les eaux usées apportent chaque année, par hectare de sol, 2400 kg de matières organiques, 195 kg d'azote et 81 kg de phosphore. Au bout de 80 années d'irrigation, la concentration de phosphore dans les sols est passée de 6 à 20 g/m^2, celle d'azote de 0,2 à 0,8 kg/m^2 et la teneur en matière organique de 2 à 5 %. Les concentrations de métaux dans les sols ont également étaient multipliées par un facteur allant de trois à six par rapport à leurs niveaux de départ.

D'après les observations faites, l'épandage d'eaux usées renforce l'activité microbienne et la capacité de dénitrification des sols. Cependant, dans les sites irrigués depuis plus de 65 ans, la salinité a augmenté et a fait régresser l'activité microbienne. La salinité devient un problème dans les zones mal drainées (sols vertisols), situés dans les parties les plus basses de la vallée (Friedel et al., 2000). Les végétaux cultivés sur des sites irrigués depuis plus de 80–100 ans ne présentent pas d'augmentation des concentrations métalliques. Les métaux sont fixés dans les sols par le pH et la matière organique. Néanmoins, la salinité des cultures s'est accrue (par exemple dans le cas de la luzerne, de 1,5 à 4 g/kg dans des sites irrigués depuis plus de 80 ans) (Siebe, 1998).

Encadré 8.3 (suite)

En raison du fort taux d'irrigation (1,5–2,2 m/an), ainsi que du stockage et du transport des eaux usées au moyen de digues et de canaux exempts de revêtement, l'aquifère est en cours de recharge et de nouveaux gisements souterrains se sont constitués. En 1998, l'Enquête géologique britannique a calculé que le débit d'infiltration de l'eau était de 25 m^3/s au moins. Cette recharge non voulue s'est produite avec une telle ampleur et sur une durée tellement longue qu'à certains endroits le niveau de la nappe phréatique s'est élevé de 50 m de profondeur jusqu'à atteindre la surface. Des sources, avec des débits de 40 à 600 l/s, sont apparues. Ces sources sont devenues le seul approvisionnement en eau pour plus de 300 000 personnes. Heureusement, le transport des eaux usées dans des canaux et leur utilisation pour l'irrigation ont amélioré la qualité de l'eau. Au moment où ces eaux pénètrent dans l'aquifère, leur teneur en matières organiques a été réduite de 95 %, les concentrations de métaux ont baissé de 70–90 %, celles de micro-organismes de plus de 99,9 % et celles de plus de 130 composés organiques de plus de 99 %. L'élimination s'effectue différemment pour chaque polluant, et dépend de sa trajectoire à travers la vallée, de sa vitesse de passage à travers les sols et des types de mécanismes d'élimination mis en jeu. Les concentrations de sels (matières solides dissoutes, conductivité ou nitrates, par exemple) ont augmenté.

Les nouveaux gisements aquifères de la vallée du Mezquital sont responsables d'une évolution écologique ; à l'origine une zone semi-aride, la région dispose maintenant de plusieurs sources et de marécages abritant diverses espèces animales et végétales (dont des « acociles », une espèce de crevette mexicaine qui ne se développe que dans des eaux très propres). En raison de la demande grandissante en eau douce de Mexico avec un débit déficitaire de 5 m^3/s, le Gouvernement envisage de renvoyer vers la ville 6–10 m^3/s de l'eau accumulée dans le sous-sol de la vallée de Mezquital. Cette option semble séduisante en comparaison d'autres solutions qui prévoient d'importer de l'eau en provenance de sites se trouvant 1000 m plus bas que Mexico et à 200 km de distance (le « Mezquital » n'est que 150 m plus bas et à 100 km de distance) ou de sites plus proches, mais dont la population est opposée à un prélèvement d'eau, ou encore de traiter les eaux usées de Mexico pour les injecter dans l'aquifère en vue d'une consommation humaine, ce qui entraînerait une diminution très importante de leur utilisation actuelle dans la vallée du Mezquital.

Sources : Jiménez & Chávez (2004) ; Jiménez, Siebe & Cifuentes (2004).

fiée et présente l'avantage d'accroître la disponibilité locale de l'eau. Elle doit être prise en compte lors de la planification de schémas d'irrigation avec des eaux usées.

L'épandage d'eau en excès par rapport aux besoins des plantes et à la capacité de rétention du sol entraîne des infiltrations d'eau, qui se produisent également durant le stockage et le transport, avant utilisation de l'eau. Foster et al. (2004) ont analysé la recharge des aquifères par irrigation avec des eaux usées à Miraflores, zone périurbaine autour de Lima au Pérou, à Wagi Dhuleil en Jordanie, dans la vallée du Mezquital au Mexique, à Leon au Mexique et à Hat Yai en Thaïlande, et ont estimé la quantité d'eau infiltrée à 1000 mm/an au moins, valeur qui, dans de nombreux cas, excède l'apport dû aux précipitations locales. Rashed et al. (1995) ont estimé que les infiltrations représentaient 50–70 % de l'eau utilisée en agriculture.

L'impact sur la qualité des eaux souterraines dépend de plusieurs facteurs, tels que le taux d'irrigation, la qualité de l'eau d'irrigation, le traitement appliqué aux eaux usées par les sols, la vulnérabilité de l'aquifère, la forme sous laquelle l'irrigation est pratiquée, le rapport entre le taux de recharge artificiel et le taux de recharge naturelle, la qualité de départ des eaux souterraines et leurs usages potentiels, la durée de l'irrigation et le type de culture (Foster et al., 2004).

Les aquifères situés au-dessous des champs agricoles présentent souvent de fortes concentrations de nitrates car l'utilisation d'eaux usées et d'engrais artificiels introduit de l'azote dans le sol plus vite que les plantes ne peuvent l'absorber et cet azote est ensuite éliminé par l'eau comme tout autre élément d'un sel. Les nitrates sont également stables dans les eaux souterraines, dans lesquelles leur concentration peut donc s'accroître avec le temps.

Sur le long terme, la salinité des aquifères augmente généralement. En fonction de la qualité de l'eau au départ, de ses usages actuels et futurs et des interconnexions entre l'aquifère et d'autres étendues d'eau, cet effet peut être plus ou moins important (Farid et al., 1993). Si les eaux souterraines sont situées à une profondeur inférieure à 1–1,5 m, il existe des risques graves d'accroissement de la salinité du sol ; c'est pourquoi il est fréquemment proposé de restreindre l'irrigation avec des eaux usées à des zones où les eaux souterraines se trouvent à plus de 1,5–3 m.

Les métaux ont normalement peu d'impact sur les aquifères, car leurs concentrations dans les eaux usées domestiques sont faibles. D'après Leach, Enfield & Harlin (1980) et USEPA (1981), les métaux les plus toxiques pour les êtres humains – le cadmium, le plomb et le mercure – étaient toujours absents de cinq sites situés aux États-Unis d'Amérique après 30–40 ans d'épandage d'effluents primaires et secondaires, à des débits de 0,8 à 8,6 m/an, pour irriguer différentes cultures. Les raisons alléguées pour cette absence étaient la valeur supérieure à 6,5 du pH et la forte fixation des métaux sur les particules de sol.

La concentration de matières organiques des eaux usées traitées atteignant l'aquifère par percolation varie entre 1 et 5 mg de carbone organique total (COT) par litre. Si l'on utilise des eaux usées non traitées, cette concentration peut s'élever à 6–9 mg de COT par litre (Foster et al., 2004). L'une et l'autre de ces plages sont plus élevées que celles communément reconnues comme sans risque pour la recharge des sources d'eau de boisson à usage humain (1–2 mg de COT par litre) ; et même pour des teneurs en matières organiques plus faibles, on s'inquiète de la nature des composés constituant ce COT. De fortes teneurs en COT peuvent conduire à la formation de sous-produits de désinfection si l'eau est traitée en vue d'une consommation humaine et désinfectée avec du chlore (voir OMS, 2004a, pour plus de précisions sur les sous-produits de désinfection). L'eau peut aussi contenir des composés toxiques d'origine industrielle ou éventuellement des perturbateurs endocriniens. Heureusement, ces types de substances sont absorbés très efficacement par les sols, comme indiqué dans la partie 8.1.4.

Pour éviter les effets négatifs sur l'environnement de l'utilisation d'eaux usées en agriculture résultant de l'infiltration de ces eaux, il est recommandé (Foster et al., 2004) :

- d'améliorer les pratiques d'irrigation agricole ;
- de définir des critères d'exploitation pour les puits servant à l'approvisionnement en eau destinée à la consommation humaine dans les environs (spécifier des distances de sécurité par rapport au site d'irrigation, la profondeur d'extraction et le type de construction approprié) ;
- de promouvoir l'utilisation d'eaux usées en agriculture, mais de préférence dans des zones où les aquifères sont moins vulnérables ;
- de surveiller de manière systématique les eaux souterraines.

8.2.3 Eaux de surface

Les eaux de surface sont affectées par l'utilisation d'eaux usées en agriculture car elles reçoivent de l'eau provenant du drainage des terres et du ruissellement ; bien que l'impact

soit plus faible que celui du rejet direct d'eaux usées dans ces eaux, cette contamination a aussi des effets. Ceux-ci dépendent du type d'étendue d'eau (rivières, canaux d'irrigation, lacs ou retenues) et de son usage, ainsi que du temps de séjour et de la fonction jouée par cette étendue d'eau au sein de l'écosystème. Le principal impact résulte de la contamination par des agents pathogènes des étendues d'eau de surface, laquelle peut avoir des conséquences sur la santé des consommateurs en aval, par le biais de l'eau de boisson, du contact avec de l'eau à usage récréatif ou de la consommation d'aliments contaminés (crustacés ou cultures contaminées lorsque la source d'eau est utilisée pour l'irrigation en aval, par exemple).

Si d'importantes quantités de matières organiques biodégradables pénètrent dans les eaux de surface, elles peuvent épuiser l'oxygène dissous, ce qui a des conséquences négatives sur les organismes aquatiques et entraîne des nuisances olfactives. Si une trop forte quantité d'azote ou de phosphore est entraînée par lavage dans les étendues d'eau, elle peut produire une eutrophisation et en conséquence un épuisement de l'oxygène, qui nuit également aux végétaux aquatiques et à la vie animale et peut détériorer l'aspect esthétique de l'étendue d'eau. Il existe aussi des éléments prouvant que l'enrichissement en nutriments des étendues d'eau peut faciliter la croissance d'algues produisant des toxines dangereuses (Chorus & Bartram, 1999).

Les données disponibles laissent à penser que les produits organiques toxiques associés aux eaux usées n'ont qu'un impact minimal sur les étendues d'eau de surface en raison de leur adsorption sur les particules de sol après épandage des eaux usées.

8.3 Stratégies de gestion pour réduire les impacts environnementaux

Les Tableaux 8.4 et 8.5 présentent, par polluant ou par problème, des recommandations pour limiter certains des impacts précédemment décrits. Nombre de ces stratégies de gestion sont également conformes aux bonnes pratiques agricoles, examinées dans l'annexe 1. Ces stratégies de gestion peuvent devoir varier au cours de la saison de culture. Par exemple, les concentrations d'azote dans les eaux usées doivent être adaptées aux

Tableau 8.4 Mesures de limitation de l'impact par agent polluant

Composé	Mesure
Azote en excès	Dans la mesure du possible, diluer les eaux usées avec de l'eau douce
	Limiter la quantité d'eaux usées épandue
	Éliminer l'excès d'azote dans les eaux usées
Matières organiques	Ne pas épandre les eaux usées en continu, laisser le sol les dégrader biologiquement
	Améliorer l'élimination des matières organiques dans les eaux usées
Salinité	Éviter d'employer de l'eau contenant 500–2000 mg/l de MDT présentant une conductivité électrique de 0,8–2,3 dS/m, en fonction du type de sol et du drainage du terrain
	Réduire l'utilisation de sels en amont et leurs rejets dans les eaux usées
Chlorures	Avec des buses d'aspersion, n'employer que de l'eau contenant moins de 100 mg/l de chlorures
	En cas d'irrigation par submersion, utiliser de l'eau contenant moins de 350 mg/l de chlorures
	Irriguer la nuit pour éviter que les feuilles ne brûlent

Tableau 8.4 (suite)

Composé	Mesure
Composés organiques toxiques dans les sols et les cultures	Prétraiter les rejets industriels ou les traiter séparément des eaux usées
	Promouvoir une production plus propre évitant l'utilisation de composés toxiques auprès des industriels
	Éduquer la société pour qu'elle emploie moins de composés toxiques et pour que, si elle en utilise, elle les élimine de manière sûre
Métaux	Prétraiter les rejets industriels ou les traiter séparément des eaux usées
	N'utiliser d'eaux usées que sur des sols dont le pH >6,5
Matières solides en suspension	Ne pas utiliser d'eau contenant des matières solides >2–5 mm
	Éliminer les matières solides en suspension par un prétraitement des eaux usées
	Labourer les sols lorsqu'ils sont bouchés

MDT : matières solides dissoutes totales.
Sources : Seabrook (1975) ; Bole & Bell (1978) ; Reed, Thomas & Kowal (1980) ; USEPA (1981) ; Ayers & Wescot (1985) ; Phene & Ruskin (1989) ; Bouwer (1991) ; Oron et al. (1991, 1992) ; Pescod (1992) ; Farid et al. (1993) ; Chang et al. (1995) ; National Research Council (1996) ; Jiménez & Chávez (1997) ; Strauss (2000) ; Cornish & Lawrence (2001) ; AATSE (2004) ; Ensink, Simmons & van der Hoek (2004) ; Ensink et al. (2004) ; Foster et al. (2004).

Tableau 8.5 Mesures de limitation de l'impact en fonction du type de problème

Problème	Mesure
Évaporation et infiltration de l'eau pendant le stockage	Utiliser des lagunes compactes en série, revêtues de matériaux imperméables (argile, matière plastique) pour prévenir les pertes d'eau par évaporation et infiltration
Bouchage des systèmes d'irrigation	Utiliser de l'eau présentant une faible teneur en matières solides
	Appliquer des techniques d'irrigation non perturbées par la présence de matières solides
Bouchage ou corrosion des buses d'aspersion	On peut lutter contre le bouchage et la corrosion des buses en utilisant de l'eau contenant moins de 100 mg/l de chlore, moins de 70 mg/l de sodium et moins de 1,5 mg/l de fer et de manganèse
Salinité et sodicité du sol	Renforcer le lavage du sol, améliorer le drainage du terrain et/ou appliquer des amendements pour sol
	Diluer l'eau présentant un taux d'adsorption du sodium >8 et une conductivité électrique >2,3 dS/m
Formation d'une couche de sol biologique qui bloque l'infiltration de l'eau	Réduire la quantité d'eau épandue et/ou allonger les périodes de submersion et les périodes sèches
Infiltration dans le sous-sol d'eau de basse qualité	N'irriguer qu'aux endroits où le niveau de l'aquifère se situe à plus de 3 m de la surface et où la perméabilité du sol est de 60–2000 mm/jour
	Réduire la charge hydraulique
Lixiviation simultanée de l'azote et des matières organiques	Favoriser la dénitrification biologique dans le sol en y ménageant un ratio carbone/azote approprié, ainsi que des conditions anaérobies, et éviter l'accumulation de sels, qui inhibe les bactéries dénitrifiantes

Tableau 8.5 (suite)

Problème	Mesure
Contamination des étendues d'eau	Adapter les taux d'irrigation aux besoins des cultures et permettre un passage suffisant de l'eau à travers le sol
	Irriguer les zones situées à 500–1000 m des étendues d'eaux de surface et à plus de 3 m de l'aquifère servant à l'approvisionnement en eau
Pollution de l'eau par des pesticides	Ne pas irriguer immédiatement après l'application de pesticides
	Ne pas appliquer des quantités excessives de pesticides
	Faire appel à des approches de gestion intégrée des nuisibles pour réduire l'usage de pesticides

besoins des cultures. À mesure que celles-ci se développent, la quantité d'azote dont elles ont besoin et/ou qu'elles sont en mesure d'absorber varie. Dans le cas de certaines cultures (riz ou tomates, par exemple), l'épandage d'une trop forte quantité d'azote peut provoquer une croissance végétative excessive, au détriment de la qualité des parties comestibles. Certaines de ces stratégies de gestion font appel à des interventions en amont pour réduire les apports en sels ou en produits chimiques toxiques (substances organiques et métaux lourds) provenant de rejets industriels.

9
CONSIDÉRATIONS ÉCONOMIQUES ET FINANCIÈRES

Les facteurs économiques sont particulièrement importants lorsqu'on étudie et qu'on évalue la faisabilité d'un nouveau schéma d'utilisation des eaux usées. Même un projet valable sur le plan économique peut échouer faute d'une planification financière rigoureuse.

L'analyse économique et la prise en compte des considérations financières sont indispensables pour encourager l'utilisation sans risque des eaux usées. L'analyse économique s'efforce d'établir la faisabilité économique d'un projet et permet de comparer différentes options. Les coûts de transfert (souvent cachés) vers d'autres secteurs (impacts sanitaires et environnementaux sur les communautés en aval, par exemple) doivent être pris en compte dans l'analyse des coûts. Cette opération peut être facilitée par le recours à un processus de décision multi-objectifs.

La planification financière étudie la manière dont un projet sera financé. En déterminant la faisabilité financière d'un projet, il importe d'identifier les sources de revenus et de définir clairement qui paiera quoi. Il faut également analyser les possibilités de vendre avec profit les produits cultivés avec des eaux usées ou de commercialiser les eaux usées traitées elles-mêmes. La partie 9.3 présente l'évaluation des possibilités de commercialisation.

9.1 Faisabilité économique

Les analyses économiques s'efforcent d'établir si un projet est abordable et présente un taux de retour interne positif. Différentes méthodes sont utilisables pour analyser un projet et sa mise en œuvre au niveau macroéconomique.

9.1.1 Analyse coûts/bénéfices

Dans le cadre d'une analyse coûts/bénéfices, on affecte, dans la mesure du possible, des valeurs monétaires à l'ensemble des coûts et bénéfices attendus du projet pour déterminer sa faisabilité économique en relation avec l'économie du pays. On réalise l'analyse économique d'un projet d'utilisation des eaux usées pour déterminer les bénéfices tirés de ce projet par rapport aux ressources économiques qu'on y consacre. Cette analyse étaye la décision quant au bien fondé de la mise en œuvre de ce projet (Squire & Van Der Tak, 1975 ; Gittinger, 1982). Cette décision nécessite le calcul des coûts et des bénéfices marginaux du projet – c'est-à-dire de la différence entre les coûts et les bénéfices de ce projet et ceux d'une autre solution. Pour qu'un schéma soit économiquement viable, ses bénéfices marginaux doivent dépasser ses coûts marginaux. Traditionnellement, le secteur de la santé utilisait des analyses coût/efficacité pour évaluer sur le plan économique différentes options d'interventions sanitaires, mais l'apparition récente des DALY a facilité le passage à l'analyse coûts/bénéfices, ce qui a grandement amélioré les communications avec d'autres secteurs sur les questions économiques.

Lorsqu'on l'applique à l'analyse des schémas d'utilisation des eaux usées, l'analyse coûts/bénéfices comporte l'avantage de fournir des données comparables pour une gamme diversifiée d'options, qui sont utilisables pour prendre une décision. Dans le cadre des coûts globaux, les évaluations doivent donc explicitement prendre en compte non seulement les coûts des composantes matérielles du système, mais aussi ceux d'autres composantes, telles que la planification et l'administration, les campagnes de promotion de l'hygiène, ainsi que les impacts sanitaires et environnementaux sur les communautés en aval, associés aux différentes options. Face à une situation donnée, les planificateurs doivent considérer les coûts de mise en œuvre de différentes combinaisons de mesures de protection sanitaire, présentées sur la Figure 4.1. Le Tableau 9.1 présente des données

Tableau 9.1 Considérations économiques relatives à différents systèmes de traitement des eaux usées

Système	Besoins en surface de terrain (m^2/habitant)	Puissance d'aération		Volume de boues		Coûts	
		Puissance installée (W/habitant)	Puissance consommée (kWh/habitant et par an)	Boues liquides à traiter (litres/habitant et par an)	Boues déshydratées à éliminer (litres/habitant et par an)	Construction (US $/habitant)	Fonctionnement et maintenance (US $/habitant et par an)
Traitement primaire (cuves septiques)	0.03–0.05	0	0	110–360	15–35	12–20	0.5–1.0
Traitement primaire classique	0.02–0.04	0	0	330–730	15–40	12–20	0.5–1.0
Traitement primaire avancé (chimiquement amélioré)	0.04–0.06	0	0	730–2500	40–110	15–25	3.0–6.0
Bassin facultatif	2.0–4.0	0	0	35–90	15–30	15–30	0.8–1.5
Bassin anaérobie + bassin facultatif	1.2–3.0	0	0	55–160	20–60	12–30	0.8–1.5
Lagune aérée facultative	0.25–0.5	1.2–2.0	11–18	30–220	7–30	20–35	2.0–3.5
Lagune aérée complètement mélangée + bassin de sédimentation	0.2–0.4	1.8–2.5	16–22	55–360	10–35	20–35	2.0–3.5
Bassin anaérobie + bassin facultatif + bassin de maturation	3.0–5.0	0	0	55–160	20–60	20–40	1.0–2.0
Bassin anaérobie + bassin facultatif + bassin à haut débit	2.0–3.5	<0.3	<2	55–160	20–60	20–35	1.5–2.5
Bassin anaérobie + bassin facultatif + élimination des algues	1.7–3.2	0	0	60–190	25–70	20–35	1.5–2.5
Traitement à faible débit	10–50	0	0	–	–	8–25	0.4–1.2

Infiltration rapide	1.0–6.0	0	0	–	–	12–30	0.5–1.5
Ruissellement superficiel	2.0–3.5	0	0	–	–	15–30	0.8–1.5
Marécages construits	3.0–5.0	0	0	–	–	20–30	1.0–1.5
Fosse septique + filtre anaérobie	0.2–0.35	0	0	180–1000	25–50	30–50	2.5–4.0
Fosse septique + infiltration	1.0–1.5	0	0	110–360	15–35	25–40	1.2–2.0
Réacteur UASB	0.03–0.10	0	0	70–220	10–35	12–20	1.0–1.5
Réacteur UASB + boues activées	0.08–0.2	1.8–3.5	14–20	180–400	15–60	30–45	2.5–5.0
Réacteur UASB + filtre à lit bactérien haut débit	0.1–0.2	0	0	180–400	15–55	25–35	2.0–3.0
Réacteur UASB + bassins de maturation	1.5–2.5	0	0	150–250	10–35	15–30	1.8–3.0
Réacteur UASB + bassin aéré facultatif	0.15–0.3	0.3–0.6	2–5	150–300	15–50	15–35	2.0–3.5
Réacteur UASB + ruissellement superficiel	1.5–3.0	0	0	70–220	10–35	20–35	2.0–3.0
Boues activées classiques	0.12–0.25	2.5–4.5	18–26	1100–3000	35–90	40–65	4.0–8.0
Boues activées + aération étendue	0.12–0.25	3.5–5.5	20–35	1200–2000	40–105	35–50	4.0–8.0
Boues activées classiques + filtration tertiaire	0.15–0.30	2.5–4.5	18–26	1200–3100	40–100	50–75	6.0–10.0
Filtre à lit bactérien bas débit	0.15–0.3	0	0	360–1100	35–80	50–60	4.0–6.0
Filtre à lit bactérien haut débit	0.12–0.25	0	0	500–1900	35–80	50–60	4.0–6.0
Contacteur biologique rotatif	0.1–0.2	0	0	330–1500	20–75	50–60	4.0–6.0

UASB : réacteur anaérobie à lit de boues à flux ascendant.
Source : adapté de von Sperling & Chernicharo (2005).

sur les coûts de différents systèmes de traitement des eaux usées. Ces coûts sont indiqués à titre d'illustration car leur montant varie sensiblement d'un lieu à l'autre.

9.1.2 Coûts et bénéfices

Toutefois, l'une des difficultés de l'analyse économique classique de l'utilisation des eaux usées est que la définition des limites du système conduit souvent à négliger de nombreux coûts ou bénéfices importants. Comme illustration de l'ampleur de tels coûts, on peut mentionner les usines centralisées de traitement des eaux usées, qui rejettent des effluents traités dans une étendue d'eau de surface. Outre les coûts d'investissement, de réinvestissement, de fonctionnement et de maintenance du réseau d'égout et de l'installation de traitement, d'autres coûts encore sont à prendre en compte. Il est parfois nécessaire d'envisager des conséquences importantes en termes de transfert de coûts quand il est question de traiter des eaux usées. Par exemple, des ménages aisés peuvent tirer profit des eaux usées, mais si ces eaux ne sont pas traitées, il peut en résulter un déplacement des coûts vers les ménages pauvres, comme conséquence d'impacts sanitaires négatifs, et vers la société en général, sous l'effet des impacts environnementaux. Il est fréquent que les coûts de traitement des eaux usées ne soient pas pris en compte lors de la planification. En cas de rejet d'eaux usées, le traitement de l'eau de boisson, la dégradation de l'environnement côtier, les préjudices pour l'industrie de la pêche, la pollution des eaux à usage récréatif, les pertes de revenus du tourisme, etc. entraînent des coûts « aval » importants. Chacun de ces coûts externes peut à son tour induire des coûts additionnels.

Pour les systèmes utilisant des eaux usées, ces coûts additionnels peuvent inclure les coûts de transformation nécessaires pour adapter les infrastructures existantes, les coûts des activités supplémentaires de promotion de l'hygiène, ceux de surveillance et les dépenses nécessaires pour poursuivre les recherches et le développement concernant le système. L'utilisation sans risque d'eaux usées apporte cependant un grand nombre de bénéfices additionnels directs, dont :

- la valeur de cette ressources en eau ;
- la valeur de cette ressource en nutriments (voir Encadré 9.1) ;
- le renforcement de la sécurité alimentaire des ménages ;
- l'amélioration de la nutrition des ménages ;
- la génération de revenus (voir Encadré 9.2) ;
- la réduction des coûts de traitement (il est par exemple inutile d'ajouter des procédés onéreux aux installations de traitement des eaux usées pour éliminer les nutriments) ;
- la préservation des sources d'eau de qualité pour les usages hautement prioritaires comme la boisson et l'approvisionnement en eau de boisson (grâce à l'utilisation d'eaux usées au lieu d'eau souterraine ou d'eau de surface de haute qualité pour irriguer et grâce à l'absence de rejet d'effluents dans les sources d'eau) ;
- une amélioration de la structure du sol et de sa fertilité ;
- une baisse de la consommation d'énergie (dans les usines de traitement, comme dans la production d'engrais).

Pour tenir compte de tous ces coûts et bénéfices, les limites utilisées pour évaluer les systèmes d'utilisation des eaux usées doivent être bien plus larges qu'elles ne le sont actuellement.

Encadré 9.1 Bénéfices en termes d'eau et de nutriments de l'utilisation d'eaux usées pour l'irrigation

À titre d'exemple, une métropole de 500 000 habitants avec une consommation d'eau de 200 litres par jour et par personne devrait produire approximativement 85 000 m^3/jour (30 millions de m^3 par an) d'eaux usées, représentant 85 % du débit entrant dans le réseau d'égout public. En utilisant les effluents d'eaux usées traités pour une irrigation soigneusement contrôlée, avec un taux d'épandage de 5000 m^3/ha et par an, il serait possible d'irriguer une zone de 6000 ha environ. Les produits cultivés sur ces terres pourraient être vendus pour aider à compenser les coûts de traitement et fournir des possibilités de travail à la population locale.

Outre l'intérêt économique de l'eau, la valeur en tant qu'engrais des effluents est importante. Avec des concentrations typiques de nutriments dans les effluents traités en sortie de procédés classiques de traitement des eaux usées telles que les valeurs suivantes :

Azote : 50 mg/l
Phosphore : 10 mg/l
Potassium : 30 mg/l

et en supposant un taux d'épandage de 5000 m^3/ha et par an, la contribution en tant qu'engrais de ces effluents serait la suivante :

Azote : 250 kg/ha et par an
Phosphore : 50 kg/ha et par an
Potassium : 150 kg/ha et par an.

Ainsi, tout l'azote et une bonne partie du phosphore et du potassium normalement nécessaires à la production agricole seraient fournis par les effluents. En outre, d'autres micronutriments utiles et les matières organiques contenues dans les effluents apporteraient également un bénéfice.

Source : Pescod (1992).

Un certain nombre d'autres considérations économiques sont également à prendre en compte, dont notamment les points suivants :

- Les réseaux d'égout sont coûteux à construire, à exploiter et à entretenir : des solutions moins onéreuses comme la décantation des eaux usées, les réseaux de collecte condominiaux et d'autres technologies encore, peuvent être disponibles (voir Encadré 9.3).
- Les coûts de pompage des eaux usées peuvent être substantiels ; les installations de traitement des eaux usées doivent être implantées dans des zones où les eaux usées peuvent être utilisées avec un bon rapport coût/efficacité et un travail de pompage minimal (emplacement des bassins en aval des installations de traitement, par exemple).
- Des technologies de traitement des eaux usées efficaces et peu onéreuses sont disponibles.
- La combinaison de différentes technologies de traitement (sédimentation primaire plus lagunes de finition, par exemple) peut accroître à faible coût l'efficacité

Encadré 9.2 Utilisation des eaux usées à Hyderabad et à Secunderabad : sécurité alimentaire et subsistance

Les eaux usées provenant des grandes villes d'Hyderabad et de Secunderabad en Inde sont rejetés dans le fleuve Musi. Pendant la saison sèche, la totalité du débit du fleuve est constitué d'eaux usées provenant de ces villes. Ces eaux usées servent à irriguer une surface estimée à 40 600 ha de terres agricoles. Elles sont disponibles tout au long de l'année et permettent d'obtenir jusqu'à trois récoltes par an. Elles constituent souvent la seule source d'eau en raison de la croissance démographique et du pompage excessif des aquifères. Plus de 95 % des terres irriguées servent à cultiver de l'herbe de Para, destinée à nourrir les buffles d'eau. Un hectare d'herbe de Para rapporte plus d'argent qu'aucune autre culture (en moyenne 2812 euros par an et par hectare contre 833 euros par hectare pour les légumes à feuilles). On estime que 40 000 personnes dépendent directement ou indirectement de la culture de l'herbe de Para pour leur subsistance.

Tous les agriculteurs qui cultivent des légumes sur leurs parcelles irriguées conservent une partie de leur production pour leur consommation personnelle, le reste étant vendu. Un grand nombre des producteurs de légumes à feuilles pratiquent le troc et échangent une partie de leurs produits contre d'autres légumes pour apporter de la variété à leur régime alimentaire. Dans les zones urbaines, les producteurs de légumes économisent 20 % de leurs revenus car ils n'ont pas à acheter les aliments produits et peuvent les échanger contre d'autres légumes. La plupart des ménages des zones urbaines et périurbaines possédant du bétail utilisent l'herbe de Para irriguée par des eaux usées comme fourrage et tirent des revenus de la vente du lait. Habituellement, 25 % du lait produit (en supposant qu'un ménage de six personnes possède un buffle) est conservé pour la consommation des ménages et 75 % est vendu. De nombreux agriculteurs urbains cultivent aussi certains fruits comme les citrons, les mangues, les noix de coco et les corossols, qu'ils gardent pour la consommation familiale. Dans les zones rurales, on a constaté que les rizières irriguées par des eaux usées contribuaient à près de 43 % de la consommation alimentaire des ménages.

Source : Buechler & Devi (2003).

d'élimination des agents pathogènes et apporter de la flexibilité pour la mise à niveau des installations de traitement.

- Les utilisateurs d'eaux usées et d'excreta sont souvent disposés à payer pour un accès à ces eaux usées et à ces excreta.
- Le prélèvement de droits sur les eaux usées et les excreta peut favoriser la récupération des coûts.
- L'application d'une tarification différentielle aux eaux usées traitées et à l'eau douce peut inciter les agriculteurs à utiliser des eaux usées au lieu de sources d'eau douce de haute qualité.
- Les installations de traitement des eaux usées peuvent être en mesure de récupérer certains des coûts de traitement en cultivant des produits à leur niveau et en les vendant.
- Les restrictions portant sur les cultures imposent des coûts liés aux visites d'inspection par du personnel d'encadrement agricole ou par des inspecteurs.
- Les coûts initiaux de l'irrigation par goutte-à-goutte peuvent être élevés, mais les bénéfices tirés de la protection sanitaire supplémentaire, de la diminution des besoins en matière de traitement des eaux usées, de la moindre consommation

Encadré 9.3 Réseau d'égout à faible coût

Dans de nombreux pays d'Amérique latine, les ménages urbains s'attendent à être raccordés au réseau d'égout. Ce raccordement est coûteux, car il suppose un réseau étendu de conduites souterraines. Ces conduites doivent avoir un certain diamètre pour supporter les pics de débit. Dans les bidonvilles urbains surpeuplés ou les implantations informelles, l'installation d'un réseau d'égout classique peut être très difficile car l'étude du projet de réseau s'effectue souvent lorsque l'implantation est déjà en place. Les rues étroites et le surpeuplement rendent aussi plus difficiles les opérations de construction nécessaires à la pose d'un réseau d'égout classique.

Au Brésil, une autre solution a été développée il y a plus de 20 ans et adoptée depuis dans de nombreuses villes et grandes agglomérations. Cette solution, appelée égouts condominiaux, utilise des conduites de plus faible diamètre, qui sont posées sur le sol et non en profondeur. Ces conduites de petit diamètre sont efficaces lorsqu'on laisse décanter les matières solides contenues dans les eaux usées (par exemple dans une fosse septique) avant de rejeter ces eaux usées dans le réseau d'égout. Les réseaux condominiaux sont donc moins coûteux à construire et à exploiter que les réseaux d'égout classiques. On a constaté que le coût global d'un réseau d'égout classique était trois fois supérieur à celui d'un réseau condominial ou simplifié.

Source : Rizo-Pombo (1996).

Encadré 9.4 Techniques peu onéreuses d'irrigation par goutte-à-goutte

L'irrigation par goutte-à-goutte constitue une mesure de protection sanitaire efficace, mais les coûts en capital élevés qu'elle impose au départ découragent souvent les agriculteurs d'utiliser cette technique d'épandage. Des techniques d'irrigation par goutte-à-goutte à faible coût ont néanmoins été développées et introduites dans un certain nombre de pays, dont le Cap-Vert et l'Inde. Ces systèmes d'irrigation peuvent utiliser des eaux usées si le traitement de celles-ci est suffisamment poussé pour prévenir le bouchage des goutteurs. Au début des années 1990, la FAO a mis sur pied au Cap-Vert un projet pilote faisant appel à de tels systèmes. Ces nouveaux systèmes ont permis d'augmenter la production agricole et d'économiser de l'eau, et en conséquence d'étendre les terres irriguées et d'accroître l'intensité culturale. Le projet a été un tel succès qu'un certain nombre d'agriculteurs privés ont adopté les techniques d'irrigation par goutte-à-goutte à faible coût. En l'espace de six ans, 22 % des terres irriguées du Cap-Vert ont été dotées d'un système d'irrigation par goutte-à-goutte. En conséquence, la production horticole est passée de 5700 t en 1991 à 17 000 t en 1999. On estime qu'un lopin de terre de 0,2 ha fournit aux agriculteurs un revenu mensuel de US $1000.

Sources : Postel (2001) ; FAO (2002).

d'eau et des gains de productivité peuvent assez bien compenser les coûts (voir Encadré 9.4).

- À mesure que les gants et les bottes deviennent plus confortables et plus abordables, la probabilité que les agriculteurs en portent augmente (van der Hoek et al., 2005).
- La mise en place de panneaux d'avertissement peut être une solution peu onéreuse pour prévenir la pénétration de personnes non autorisées aux champs irrigués avec des eaux usées.

Les systèmes d'utilisation des eaux usées peuvent avoir un impact à la fois sur le statut économique des individus et sur l'économie nationale. Une gestion correcte de cette utilisation permet de réduire notablement les risques sanitaires associés. Au niveau de l'individu ou du ménage, cela signifie que l'argent qui aurait servi à soigner ou à guérir une personne malade peut être utilisé pour acquérir d'autres biens ou services favorables à la santé (droits scolaires, aliments plus nourrissants, etc., par exemple). Le temps gagné grâce à la baisse de la morbidité peut bénéficier à l'éducation ou à des activités génératrices de revenus. Au niveau national, cela signifie que l'on consacre moins de ressources monétaires et professionnelles au traitement des maladies, et que l'on peut collecter d'avantage d'impôts grâce à l'accroissement de l'activité économique.

9.1.3 Processus de prise de décisions multi-objectifs

Les informations fournies par les analyses économiques constituent des intrants importants des processus de prise de décisions. Il convient néanmoins de les utiliser en association avec d'autres informations de manière à pouvoir prendre en compte d'autres facteurs et externalités. Pour pouvoir comparer objectivement plusieurs options de systèmes d'utilisation des eaux usées, il faut disposer d'analyses coûts/bénéfices ou multicritères complètes, dynamiques et intégrées de tous les types de systèmes, réalisées sur un cycle de vie ou une période de planification de ces systèmes. Ce type de comparaison est réalisable en appliquant une stratégie de prise de décisions multi-objectifs, qui suppose la définition d'une série de critères couvrant tous les aspects importants du système (sanitaires, environnementaux, socioculturels, économiques et techniques, par exemple) et leur utilisation pour constituer une base pour la prise de décisions.

Outre les valeurs monétaires estimées, les approches multicritères peuvent utiliser diverses méthodes de quantification, les DALY pouvant éventuellement servir à mesurer les effets sanitaires et une série diversifiée d'indicateurs mesurables (utilisation des ressources naturelles, rejet dans les étendues d'eau, etc.) à évaluer les effets sur l'environnement. Les aspects socioculturels du système tels que son adaptation au contexte socioculturel et son acceptabilité sur le plan légal peuvent être évalués qualitativement, comme peuvent l'être des questions techniques comme sa robustesse et sa compatibilité avec les systèmes existants. L'évaluation d'un projet donné doit non seulement comparer un système à un autre, mais également à des variantes possibles du schéma de départ : par exemple l'utilisation d'eaux usées à différentes fins (irrigation sans restriction, irrigation restreinte, usages industriels ou non potables).

9.2 Faisabilité financière

Pour garantir la durabilité des services et la récupération des coûts des systèmes d'utilisation des eaux usées, il faut disposer de mécanismes financiers appropriés. Dans la mise au point de ces mécanismes financiers, il faut non seulement prendre en compte les coûts d'investissement, de réinvestissement, de fonctionnement et de maintenance du système, mais aussi les coûts d'opportunité et les coûts environnementaux, ainsi que les impacts externes du système sur les individus et les communautés (Cardone & Fonseca, 2003).

Des ressources sont nécessaires pour constituer des capacités institutionnelles, développer, suivre et évaluer les compétences et générer un environnement favorable à l'utilisation des eaux usées. Ce dernier volet couvre les campagnes de sensibilisation, la promotion de l'hygiène, etc. La plupart de ces activités sont de nature publique, et bénéficient à la fois à la collectivité au sens large et aux ménages pris individuellement. Le financement de l'utilisation des eaux usées provient principalement de deux sources : les

individus ou les ménages et une source externe (État par exemple) (Evans, 2004). Mobiliser des fonds auprès des individus ou des ménages en faveur d'activités bénéficiant à la collectivité au sens large s'est cependant révélé difficile. Cette constatation soulève l'une des principales difficultés dans le développement de mécanismes financiers pour l'utilisation d'eaux usées : comment les besoins, les intérêts et les ressources financières des individus et des ménages peuvent-ils être coordonnés et conciliés efficacement avec ceux de la collectivité au niveau communautaire ou national ? Dans l'idéal, cela devrait se faire de manière à récupérer les coûts de l'opération, mais aussi en garantissant un accès équitable aux ressources, notamment pour les membres les plus pauvres de la société.

Les mécanismes financiers et les responsabilités institutionnelles pour la collecte des redevances d'usage ou l'évaluation des amendes sont spécifiés dans la législation (voir chapitre 10). Lorsque les eaux usées sont distribuées par une agence différente de celle qui les collecte et qui les traite, des frais sont normalement acquittables sous une forme ou une autre. Des frais sont également prélevés lorsque les eaux usées sont distribuées à des individus.

Le montant de ces frais doit être déterminé à l'étape de planification. C'est à l'État de décider si le montant fixé doit couvrir seulement les coûts d'exploitation et de maintenance ou s'il doit être plus élevé pour permettre également de récupérer les coûts en capital du schéma. Bien qu'il soit assurément souhaitable d'obtenir une récupération maximale de ces coûts, l'un des soucis importants est également d'éviter de décourager les usages autorisés des eaux usées. Il est donc essentiel de procéder à certaines investigations concernant la disposition et la capacité des utilisateurs à payer ces frais pour déterminer non seulement leur montant, mais aussi la fréquence, le calendrier et les moyens de paiement. Par exemple, la solution la plus facile peut être de collecter un droit annuel acquittable après la saison de récolte.

Il est parfois possible d'accroître la demande en eaux usées par un marketing efficace. Cependant, il convient de ne pas anticiper les résultats d'une campagne de marketing lors de la fixation des montants initiaux des droits, qui pourront faire l'objet d'une augmentation progressive à mesure que la demande se développe.

Par ailleurs, les agriculteurs sont quelquefois désireux de participer aux investissements dans les usines de traitement, cette participation conditionnant l'obtention de permis d'utilisation. Leur contribution peut se faire en argent liquide ou sous forme de terrain pour accueillir les installations de traitement et de stockage. Des expériences menées au Pérou ont indiqué que les agriculteurs sont parfois disposés à effectuer certaines tâches d'exploitation ou de maintenance, associées au traitement, au stockage et au transport des eaux usées, à titre de contributions en nature aux dépenses courantes du schéma (Bartone & Arlosoroff, 1987).

Un agriculteur ne paiera pour l'acquisition d'eaux usées que si le coût de cette eau est inférieur à celui de l'option d'approvisionnement en eau la moins onéreuse et à la valeur des nutriments qu'elle contient. Comment alors le coût des eaux usées est-il déterminé par l'agence qui les vend ? Il existe trois approches fondamentales pour fixer le prix des eaux usées. Ce prix peut se fonder sur :

- les coûts de production (traitement supplémentaire et transport) ;
- les bénéfices tirés de l'utilisation de ces eaux ; ou
- un certain jugement de valeur quant à la capacité ou la disposition des utilisateurs à payer.

Si l'on choisit la première option, il faut respecter la condition selon laquelle les coûts ne doivent pas dépasser ceux de l'option d'approvisionnement en eau la moins onéreuse dont peut disposer l'utilisateur. La valeur en termes de nutriments des eaux usées peut être prise en compte ou ignorée.

Dans le cas de l'agriculture, le prix des eaux usées est défini habituellement d'après le plus bas des deux termes suivants : coût marginal du traitement et du transport ou valeur du contenu en nutriment (habituellement l'azote). L'Encadré 9.5 montre que même les agriculteurs pauvres sont souvent disposés à payer pour accéder aux eaux usées utilisables pour l'irrigation. Il existe plusieurs moyens de facturer ces déchets, tels que le prix au mètre cube, par heure de rejet d'un canal standard ou par hectare de terres irriguées.

Cet accès peut aussi être payé de diverses façons : sous forme de tarif ou de prix d'achat de l'eau, de redevance pour le renouvellement d'un permis de soutirage, de surcoût prélevé sur le loyer des terres ou de déduction sur le prix de vente de récoltes lorsque celle-ci s'effectue de manière centralisée.

Voici un certain nombre de considérations financières soulevées par les différents types de mesures de protection sanitaire examinées ci-après.

Les installations de traitement des eaux usées sont coûteuses à construire ; les capitaux nécessaires dépassent les moyens de nombreuses municipalités, de sorte que ces capitaux, plus le coût du réseau d'égout, sont habituellement réunis grâce à l'attribution de prêts ou de subventions par le gouvernement central. Les coûts de fonctionnement peuvent par ailleurs être couverts par une taxe municipale ou par un droit sur l'eau. Les coûts de traitement sont habituellement justifiés par la lutte contre la pollution environnementale. Dans certains cas, le coût des systèmes de traitement est compensé par la vente des produits agricoles cultivés à l'intérieur de ces systèmes.

Néanmoins, le traitement des eaux usées selon des exigences de qualité permettant leur utilisation en agriculture peut impliquer des coûts additionnels de construction et de maintenance. Certains de ces coûts additionnels peuvent être couverts par la vente des eaux usées traitées, par le biais des redevances collectées pour la délivrance de permis d'utilisation de ces eaux. Dans la pratique cependant, les prix facturés pour les eaux usées et les redevances perçues pour les permis sont souvent déterminés par les montants que les agriculteurs sont en mesure de payer ou disposés à débourser (voir Encadré 9.5). Dans un tel cas, la différence peut être considérée comme une subvention de l'État pour promouvoir un usage sans risque des eaux usées. Les coûts des infrastructures de transport (conduites, canaux) et les coûts de pompage doivent aussi être pris en compte dans le coût de mise à disposition des eaux usées.

Encadré 9.5 Paiement d'un droit d'accès aux eaux usées

Au Pakistan, le droit d'utiliser des eaux usées pour l'agriculture se monnaye (Ensink, Simmons & van der Hoek, 2004). À Quetta, les agriculteurs s'acquittaient de US $12 000 par an pour accéder aux eaux usées, un prix 2,5 fois supérieur à celui de l'eau douce. Dans de nombreuses zones du Pakistan, le simple fait de pouvoir disposer d'eaux usées pour l'irrigation (au lieu d'eau douce) fait passer les redevances de US $171 à US $351–940 par an, car il permet de faire trois récoltes par an au lieu d'une et accroît les bénéfices financiers pour les ménages de US $300 (Ensink, Simmons & van der Hoek, 2004 ; Ensink et al., 2004).

La nécessité d'imposer des restrictions aux cultures à des fins de protection sanitaire va parfois à contrecourant des incitations du marché ; les légumes frais, par exemple, peuvent avoir plus de valeur que les cultures fourragères. Un producteur qui applique les réglementations imposant des restrictions sur les produits et interdisant certaines cultures peut gagner moins d'argent que celui qui ne les respecte pas. Ce point doit être pris en compte dans l'étape de planification initiale et dans le cadre de l'analyse de faisabilité commerciale.

Il faut néanmoins faire appliquer les réglementations, ce qui entraîne des coûts. C'est normalement l'organisme qui délivre les permis d'utilisation des eaux usées ou le personnel local du Ministère de la Santé qui se charge de faire appliquer ces réglementations. Dans l'un ou l'autre cas, l'application des restrictions sur les produits ne représente qu'une des nombreuses tâches dont le personnel concerné doit s'acquitter, de sorte que les coûts associés sont généralement inclus dans le budget sur lequel s'imputent leurs salaires, les coûts de transport, etc. Cela n'est cependant pas une excuse pour négliger le coût de mise en place d'un système efficace pour faire appliquer les réglementations. Les restrictions portant sur les produits peuvent se traduire par une baisse des dépenses en coûts de traitement, mais cette baisse ne sera effective que si l'on finance à un niveau suffisant la mise en application des restrictions.

L'irrigation par aspersion, susceptible de provoquer une contamination plus étendue par les eaux usées que d'autres méthodes, nécessite généralement moins de préparation des terres que l'irrigation superficielle. Si l'on choisit une irrigation superficielle ou souterraine pour limiter le plus possible la contamination, il est souvent plus facile et plus économique qu'une organisation centrale, plutôt que les agriculteurs individuellement, se charge de préparer les terres. Une autre solution consiste à assister les agriculteurs en leur prêtant ou leur louant les équipements nécessaires. La préparation des champs aidant les agriculteurs à éviter d'autres dépenses, son coût peut être récupéré sur ces dépenses, de la même façon que d'autres coûts d'irrigation : avec le loyer des terres, les frais afférents à l'eau ou les redevances acquittées pour les permis. L'irrigation localisée consommant moins d'eau et pouvant donner des rendements plus élevés, les agriculteurs peuvent eux-mêmes trouver plus intéressant de passer à cette méthode si elle présente des bénéfices évidents (voir Encadré 9.4). Des systèmes d'irrigation par goutte-à-goutte peu onéreux ont été mis au point et sont utilisés au Cap-Vert et en Inde (voir Encadré 9.4 ; Postel, 2001 ; FAO, 2002).

9.3 Faisabilité commerciale

Lors de la planification de l'utilisation des eaux usées, il importe d'évaluer la faisabilité économique de cette utilisation. La faisabilité commerciale peut désigner la capacité à vendre les eaux usées (éventuellement traitées) à des producteurs ou la possibilité de commercialiser des produits cultivés avec les eaux usées (voir Tableau 9.2). Pour vendre des eaux usées traitées, il importe d'avoir une idée de ce que les utilisateurs sont en mesure de payer ou disposés à débourser pour les acquérir. Il est particulièrement important d'évaluer la faisabilité commerciale lorsque les restrictions portant sur les produits sont considérées comme une mesure de protection sanitaire partielle. Les producteurs doivent être consultés pour déterminer quels produits pourraient être soumis à des restrictions. Si les agriculteurs ou les maraîchers ne parviennent pas à tirer une rémunération suffisante des produits qu'ils sont autorisés à cultiver, il est probable que les restrictions portant sur les produits ou sur l'épandage des déchets se heurteront à un échec.

Tout produit obtenu par utilisation d'eaux usées traitées doit aussi être acceptable pour le consommateur. Si la perception par la population de ces produits est négative,

Tableau 9.2 Faisabilité commerciale : questions relatives à la planification

Produit à vendre	Questions importantes
Eaux usées traitées	• Quel prix les utilisateurs sont-ils prêts à payer pour les eaux usées traitées ?
	• Quelle est la demande en eaux usées traitées dans la zone de desserte du projet ?
	• Des coûts supplémentaires sont-ils nécessaires pour amener les eaux usées traitées à leur point d'utilisation (coûts de pompage, de transport, etc.) ?
Produits	• Les produits sont-ils acceptables pour les consommateurs ?
	• Les producteurs peuvent-ils obtenir une rémunération acceptable compte tenu des restrictions portant sur l'épandage et les produits ?
	• Le projet est-il capable de fournir des produits remplissant les critères de qualité du marché (normes microbiologiques pour les produits destinés à l'exportation, par exemple) ?

les producteurs pourront être dans l'incapacité de les vendre même si leur qualité est conforme aux normes de l'OMS ou à des critères qualitatifs nationaux. Si les produits agricoles nécessitent une transformation postrécolte, le coût et la disponibilité de ces services doivent être pris en compte. Dans certains cas, il est nécessaire de commercialiser ces produits pour accroître la demande et les possibilités de profit.

10
ASPECTS POLITIQUES

La gestion sans risque de l'utilisation des eaux usées en agriculture est facilitée par l'existence de politiques, de législations, de cadres institutionnels et de réglementations appropriés aux niveaux international, national et local. Dans nombre de pays où l'on utilise des eaux usées en agriculture, ces cadres font défaut. Le présent chapitre examine les différentes stratégies nationales pour développer, à chaque niveau, des cadres adaptés qui contribueront à encourager l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture. Il importe que les pays élaborent des politiques appropriées en fonction des conditions nationales propres à chacun d'eux.

Comme le montre la Figure 10.1, la politique constitue le cadre général qui définit les priorités de développement national. Elle peut être influencée par des décisions de politique internationale (OMD, Commission sur le développement durable, par exemple), par des traités ou des engagements internationaux (Programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres du Programme des Nations Unies pour l'Environnement, par exemple) ou encore par des organismes de développement multilatéral. La politique conduit à la formulation d'une législation pertinente. Cette législation définit les responsabilités et les droits des différentes parties prenantes – c'est-à-dire le cadre institutionnel. Ce cadre institutionnel détermine quelle agence exerce la responsabilité principale pour l'élaboration des réglementations (souvent dans le cadre d'un processus consultatif entre les ministères) et qui dispose de l'autorité pour faire appliquer et respecter ces réglementations.

10.1 Politique

D'après Elledge (2003), la politique se définit comme une série de procédures, de règles et de mécanismes d'affectation qui constituent le socle des programmes et des services. Les politiques définissent des priorités et les stratégies affectent des ressources pour leur mise en œuvre. Les politiques sont appliquées au moyen de quatre types d'instruments :

1) *Les lois et les réglementations :* Les lois fournissent habituellement le cadre général. Les réglementations apportent des instructions plus détaillées. Les réglementations sont des règles ou des ordres gouvernementaux destinés à contrôler ou à régir les comportements et ont souvent force de loi. Les réglementations relatives à l'utilisation des eaux usées peuvent couvrir une large palette de sujets, dont les pratiques des prestateurs de services, les normes de dimensionnement, les droits d'utilisation, les exigences portant sur le traitement, sur la qualité de l'eau et sur la surveillance, les restrictions portant sur les cultures, la protection de l'environnement et les contrats. Ces réglementations, et en particulier les exigences s'appliquant au traitement et à la qualité de l'eau, doivent être adaptées aux conditions locales.
2) *Les mesures économiques :* Comme exemples de mesures économiques, on peut mentionner les frais à la charge des utilisateurs, les subventions, les incitations et les amendes. Les frais à la charge des utilisateurs ou droits d'utilisation sont des charges que les ménages et les entreprises payent en échange du prélèvement d'eaux usées. Les subventions sont des allocations en argent ou en nature aux communautés ou aux ménages destinées à la mise en place d'installations ou de services d'assainissement correspondant aux types recommandés. Les amendes sont des prélèvements monétaires imposés aux entreprises et aux personnes pour sanctionner une élimination dans des conditions dangereuses, des émissions et/

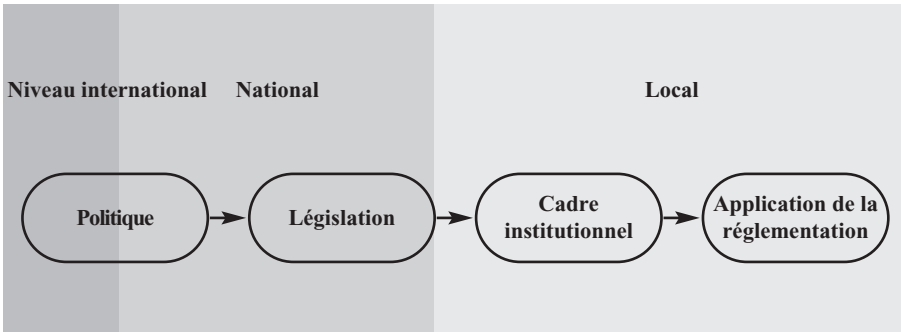

Figure 10.1
Cadre politique

ou des comportements et de pratiques à risque dans le domaine de l'hygiène, à l'origine de dangers pour les personnes et l'environnement.

3) *Les programmes d'information et d'éducation :* Ces programmes comprennent les campagnes de sensibilisation du public et les programmes éducatifs destinés à générer une demande et un soutien de la part de la population pour les efforts de développement des services d'assainissement et d'hygiène.
4) *Affectation de droits et de responsabilités pour la prestation de services :* Les gouvernements nationaux ont la responsabilité de déterminer les rôles des agences nationales et ceux revenant aux secteurs public, privé et sans but lucratif, dans le développement et la mise en œuvre de programmes et la prestation de services.

10.1.1 Politique internationale

La politique internationale peut influer sur l'élaboration des politiques nationales concernant l'utilisation des eaux usées. Les pays acceptent des traités, des conventions, des objectifs du développement international, etc., qui peuvent les engager à réaliser certaines actions. Par exemple, les pays peuvent avoir pris des engagements à l'égard des OMD (comme indiqué dans le chapitre 1) ou de la Commission sur le développement durable, ou encore en rapport avec la réduction de l'utilisation et/ou de la contamination des ressources en eau qui traversent des frontières internationales (engagements qui leur imposent de prélever moins d'eau douce ou de traiter les rejets d'eaux usées jusqu'à obtenir un degré plus élevé de qualité afin de réduire la pollution à l'échelle du bassin hydrographique).

Les exportations mondiales de denrées alimentaires constituent un autre problème majeur. Comme indiqué dans le chapitre 4, l'OMC reconnaît le droit des pays à établir des normes concernant la sécurité sanitaire des aliments importés sur leur territoire. Les produits alimentaires cultivés conformément aux *Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* sont internationalement reconnus comme ayant été obtenus dans un cadre approprié de gestion des risques. Cela peut contribuer à faciliter le commerce international des produits alimentaires obtenus par irrigation avec des eaux usées ou des excreta.

10.1.2 Politiques nationales à propos de l'utilisation des eaux usées

Les priorités politiques des pays diffèrent nécessairement en fonction des conditions locales. La politique nationale en matière d'utilisation des eaux usées en agriculture doit prendre en compte divers points, dont :

- les conséquences pour la santé de l'utilisation d'eaux usées en agriculture (exigence d'une évaluation de l'impact sanitaire d'un projet avant sa mise en œuvre à grande échelle ; voir annexe 3) et définition de normes et de réglementations appropriées ;
- la rareté de l'eau ;
- la disponibilité des eaux usées dans la situation actuelle et dans l'avenir ;
- le lieu où les eaux usées sont générées ;
- l'acceptabilité de l'utilisation d'eaux usées en agriculture ;
- l'ampleur des usages des eaux usées actuellement pratiqués et leurs types ;
- la capacité à effectivement gérer de manière sûre l'utilisation des eaux usées ;
- les impacts en aval si les eaux usées n'étaient pas utilisées pour l'agriculture ;
- le nombre de personnes dépendant pour leur subsistance de l'utilisation d'eaux usées en agriculture ;
- les implications sur le plan commercial de l'exportation de cultures produites avec des eaux usées.

10.1.3 Rôle des eaux usées dans la gestion intégrée des ressources en eau

Dans de nombreux pays arides et semi-arides, les ressources en eau douce renouvelables disponibles sont déjà lourdement exploitées. Les pays disposant de moins de 1700 m^3 d'eau douce par personne et par an sont considérés comme soumis à un stress hydrique, tandis que ceux disposant de moins de 1000 m^3 par personne et par an sont confrontés à une pénurie d'eau (Hinrichsen, Robey & Upadhyay, 1998).

Les eaux usées sont de plus en plus considérées dans le contexte plus large de la gestion intégrée des ressources en eau, notamment dans les pays arides et semi-arides. Elles constituent souvent des sources d'eau fiables, avec des débits constants, même pendant la saison sèche. L'utilisation d'eaux usées en agriculture doit occuper une plus grande place dans la gestion des ressources en eau, car elle permet aux communautés de préserver des ressources en eau de haute qualité (eaux souterraines ou eaux de surface non contaminées, par exemple) pour des usages tels que l'approvisionnement en eau de boisson. L'utilisation des eaux usées en tant que ressource en eau complémentaire est importante pour de nombreuses communautés vivant dans des régions arides ou semi-arides (voir Encadré 10.1).

10.2 Législation

La législation peut à la fois faciliter l'emploi sans risque des eaux usées, par exemple en mettant en place des incitations économiques en faveur des installations de traitement et d'utilisation des eaux usées, ainsi que des responsabilités en matière de surveillance. Dans de nombreux cas, il suffit de modifier la législation existante, mais il arrive parfois qu'il faille légiférer à nouveau. On accordera une attention particulière aux aspects suivants :

- définition des responsabilités institutionnelles ou attribution de nouveaux pouvoirs aux entités existantes ;

Encadré 10.1 Les eaux usées en tant qu'intrant dans la gestion intégrée des ressources en eau Étude de cas : Israël

Oron (1998) estime qu'Israël dispose de 1,8–2,0 km^3 de ressources en eau douce renouvelables par an – soit moins de 300 m^3 par personne (Arlosoroff, 2002). Israël est donc touché par une pénurie d'eau aiguë et chronique.

La Commission israélienne de l'eau (2002) a estimé à 1,9 km^3 pour l'année 2000 le prélèvement d'eau douce total réalisé par l'État israélien, ce qui représente 95–106 % du total des ressources en eau douce renouvelables. Dans les années de sécheresse, pratiquement toutes les ressources d'eau douce renouvelables peuvent être monopolisées.

Avec des ressources en eau douce exploitées jusqu'à leur extrême limite, il faut à Israël préserver l'eau de meilleure qualité pour des usages tels que l'approvisionnement en eau de boisson. L'eau douce répondant aux critères de qualité les plus exigeants provient de plusieurs aquifères (Nativ & Issar, 1988). Certaines de ces sources sont menacées par l'intrusion d'eau salée et par la contamination due aux activités de surface – notamment par la lixiviation des nitrates utilisés en agriculture (Oron, 1998).

En Israël, 79 % de l'eau douce est utilisée pour l'agriculture, tandis les usages domestiques (16 %) et industriels (5 %) consomment le reste (Gleick, 2000). Dans le futur, la quantité d'eau douce disponible pour l'agriculture ira en diminuant avec la croissance démographique et l'enrichissement de la population et avec l'augmentation des usages de l'eau (Oron, 1998). De nouvelles sources d'eau douce devront être identifiées et développées. Israël prévoit de compléter les approvisionnements en eau douce par la désalinisation de l'eau de mer et par l'utilisation des eaux souterraines salées.

En 1999, 337×10^6 m^3 d'eaux usées ont été traités (Ministère israélien de l'Environnement, 2002). Dans la même année, 80 % des eaux usées traitées (270×10^6 m^3) ont servi à l'agriculture (Fedler, 1999). Ce volume d'eaux usées utilisées en agriculture est pratiquement égal au volume du deuxième plus grand aquifère d'eau douce – l'aquifère côtier – dont la capacité est de 283×10^6 m^3 (Nativ & Issar, 1988) et représente donc une source d'eau très importante pour le pays.

Israël a augmenté ses ressources disponibles en eau douce de 14 % en faisant appel aux eaux usées pour l'agriculture. Selon les prédictions d'Arlosoroff (2002), 100 % du flux total d'eaux usées devraient être employés en agriculture d'ici 2010.

Ce pays gère ses eaux usées dans le contexte plus large de l'ensemble des ressources en eau disponibles. Toutes les ressources en eau douce font l'objet d'une surveillance étroite et, au cours des années, des efforts concertés pour utiliser l'eau le plus efficacement possible ont permis de réduire la consommation d'eau par habitant. Des techniques de préservation de l'eau sont appliquées en agriculture, dans les zones urbaines et dans l'industrie. La valeur économique de la production agricole par unité d'eau a augmenté d'un facteur cinq depuis 1950 (Arlosoroff, 2002). Cette progression est due pour une large mesure à l'adoption de technologies d'irrigation plus efficaces en termes de consommation d'eau, telles que l'irrigation par goutte-à-goutte et à la concentration de la production sur des cultures à forte valeur ajoutée (Arlosoroff, 2002).

Israël a tenté de maximiser sa flexibilité en termes d'utilisation des eaux usées en imposant un degré poussé de traitement et en développant des instruments commerciaux et une politique d'attribution de l'eau qui facilite l'échange d'eau douce contre des effluents traités pour l'irrigation (Arlosoroff, 2002).

Outre leur utilisation en agriculture, les eaux usées traitées servent aussi souvent à recharger les aquifères pour prévenir la pénétration d'eau salée et pour reconstituer ceux qui sont épuisés. Ces eaux sont souvent stockées dans des réservoirs au-dessus et au-dessous du sol, jusqu'à ce qu'on en ait besoin.

- établissement des rôles et des relations entre les gouvernements nationaux et locaux dans le secteur ;
- création de droits d'accès et de propriété pour les eaux usées, y compris un règlement public de leur utilisation (voir Encadré 10.2) ;
- établissement de droits de propriété sur les terres ;
- développement de législations pour la santé publique et l'agriculture, de normes de qualité des eaux usées, de restrictions portant sur les produits, de méthodes d'épandage, de la santé au travail et de l'hygiène alimentaire, etc.

10.2.1 Rôles et responsabilités des institutions

Une législation d'habilitation peut être nécessaire pour mettre en place un organe de coordination national pour l'utilisation des eaux usées et pour établir des entités locales responsables de la gestion des différents schémas. Cela suppose que ces entités aient autorité pour facturer les eaux usées qu'elles distribuent ou pour vendre tout produit. Travailler dans le cadre institutionnel existant peut être préférable à la création de nouvelles institutions.

Encadré 10.2 Amélioration de la santé grâce à l'accès à l'eau

L'attribution aux individus d'un accès à l'eau et de droits sur cette ressource constitue une étape importante dans l'amélioration de la santé des ménages et des communautés par le biais d'une meilleure nutrition et d'un enrichissement de leur approvisionnement alimentaire. Nombre de pays ne disposent pas d'un cadre légal garantissant l'accès à des droits sur l'eau, en particulier pour les plus démunis. Pour améliorer l'accès à l'eau, la FAO (2002) suggère la nécessité, dans de nombreux pays, d'introduire des réformes juridiques couvrant les points suivants :

- répartition des ressources en eau entre les différents utilisateurs, notamment dans les zones rurales et urbaines;
- atténuation des conflits entre les personnes utilisant cette ressource comme approvisionnement en eau et celles qui s'en servent pour éliminer des déchets ;
- promotion d'une utilisation efficace de l'eau ;
- réglementation de l'utilisation des eaux usées, de manière à ce que cette utilisation se fasse sans risque ;
- diminution du rôle du Gouvernement dans les projets concernant l'eau en milieu rural, renforcement de celui des groupes d'utilisateurs locaux et élimination des obstacles à la facturation de l'eau et à la récupération des coûts ;
- évolution des systèmes de propriété foncière vers des titres de propriété écrits, individuels ou groupés ;
- garantie d'un accès légal aux terres et à l'eau pour les chefs de famille de sexe féminin et les femmes en général ;
- mise en place ou amélioration d'une administration efficace des droits liés à l'eau pour gérer le secteur de l'eau en général et le secteur rural de l'eau en particulier.

Sources : IPTRID (1999) ; FAO (2002).

Au niveau national, l'utilisation d'eaux usées en agriculture est une activité qui relève de plusieurs ministères ou agences. Comme exemples de ministères ou d'agences pouvant exercer une juridiction sur l'utilisation des eaux usées en agriculture, on peut mentionner notamment :

- *Le Ministère de l'Agriculture :* planification générale des projets ; gestion des terres appartenant à l'État ; installation et exploitation des infrastructures d'irrigation ; recherche en agriculture et ses prolongements, y compris la formation ; contrôle des activités de marketing.
- *Le Ministère de l'Environnement :* fixation de normes s'appliquant au traitement des eaux usées et à la qualité des effluents sur la base de préoccupations environnementales ; mise en place de pratiques pour protéger les ressources en eau (eaux de surface et eaux souterraines) et l'environnement ; établissement de protocoles de surveillance et d'analyse.
- *Le Ministère de la Santé :* protection de la santé et en particulier définition de normes de qualité et de « bonnes pratiques » (pour les eaux usées traitées, les produits, les mesures de protection sanitaire) ; surveillance des méthodes et des calendriers d'épandage des eaux usées traitées ; surveillance de la mise en œuvre des mesures de protection sanitaire ; validation des mesures de protection sanitaire pour l'irrigation avec des eaux usées à petite échelle ; évaluation de l'impact sanitaire des nouveaux projets concernant les eaux usées ; éducation à la santé ; surveillance et traitement des maladies.
- *Le Ministère chargé des Ressources en eau :* intégration de l'utilisation des eaux usées dans la planification et la gestion des ressource en eau.
- *Le Ministère de l'Éducation :* développement de nouveaux programmes d'enseignement concernant l'assainissement, l'hygiène personnelle et domestique et les pratiques sans risque associées à l'utilisation d'eaux usées en agriculture.
- *Le Ministère chargé des Travaux publics ou les Gouvernements locaux :* collecte, traitement et utilisation des excreta et des eaux usées.
- *Le Ministère des Finances et de la Planification économique :* évaluation économique et financière des projets ; contrôle des importations (équipements, engrais) ; mise au point de mécanismes financiers pour le transport et le traitement des eaux usées et les infrastructures d'utilisation.

D'autres ministères et agences gouvernementales – par exemple ceux et celles concernés par la propriété foncière, le développement rural, les coopératives et la condition féminine – peuvent aussi être impliqués.

Une collaboration est nécessaire entre les agences concernées, et en particulier entre les membres du personnel technique impliqués. Certains pays, notamment ceux touchés par une pénurie d'eau, peuvent trouver avantageux de mettre en place un organe exécutif tel qu'un comité technique permanent interagences, sous l'égide d'un ministère principal (ministère de l'agriculture ou chargé des ressources en eau) ou éventuellement d'une organisation séparée (bénéficiant à la fois d'un financement public et privé), telle qu'un service du recyclage des eaux usées, pour assumer la responsabilité du développement, de la planification et de la gestion des programmes.

Dans nombre de pays, un comité ad hoc simple peut suffire. Il est également possible de confier la responsabilité de l'utilisation des eaux usées en agriculture ou une partie de cette responsabilité à des organisations existantes, telles que l'agence nationale de l'eau.

Cette organisation doit ensuite convoquer un comité réunissant des représentants des différentes agences exerçant des responsabilités sectorielles. La mise en place d'un comité interagences ou interministériel contribuera à informer les tiers des difficultés ou des opportunités rencontrées dans l'introduction ou le renforcement de l'utilisation des eaux usées.

Dans les pays dotés d'une administration régionale ou fédérale, de telles dispositions pour la collaboration interagences sont importantes au niveau régional ou fédéral. Alors que le cadre général de la politique d'utilisation des eaux usées et les normes peuvent être définies au niveau national, il revient aux organes régionaux d'interpréter et de compléter ces éléments à la lumière des conditions locales.

L'organe local assurant la gestion d'un schéma d'utilisation, ou tout au moins l'agence collectant les eaux usées, est souvent placé sous le contrôle de la municipalité. Si l'utilisation des eaux usées doit faire l'objet d'une promotion dans le contexte d'une politique nationale, cette opération suppose une coordination et une définition soigneuses des relations entre les gouvernements locaux et nationaux. Par ailleurs, il peut être nécessaire au gouvernement national de proposer des incitations aux autorités locales pour promouvoir l'utilisation sans risque des eaux usées ; certaines formes de sanction peuvent aussi devoir être appliquées pour garantir la mise en œuvre des schémas sans risque excessif pour la santé publique.

Il faut accorder aux gouvernements locaux la responsabilité de développer leur propre législation. Par exemple, ils doivent avoir la capacité de collecter des droits correspondant au traitement des eaux usées et à d'autres services, de délivrer des permis, de mener des inspections, d'instaurer des restrictions portant sur les produits, d'inspecter les marchés, de développer des installations de traitement et d'utilisation des eaux usées décentralisées, etc.

Les autorités locales doivent avoir la capacité de délivrer des permis pour l'utilisation d'eaux usées en agriculture à partir d'un réseau de distribution public. Ces permis peuvent être émis par l'administration locale chargée de l'agriculture ou des ressources en eau, les gouvernements locaux ou l'organisme contrôlant le réseau de distribution des eaux usées. Dans de nombreuses zones urbaines et périurbaines, l'utilisation d'eaux usées (fréquemment non traitées) pour l'irrigation est répandue. Ces activités apparaissent souvent spontanément et ne sont habituellement pas contrôlées par les autorités sanitaires locales. En raison de la faible échelle et de la dispersion de ces opérations, il peut être difficile d'assurer une surveillance appropriée. Les autorités locales peuvent être à même de fixer des règles conditionnant la délivrance d'autorisations pour l'utilisation des terres à l'application de mesures de protection sanitaire spécifiées, à savoir le respect des pratiques sanitaires concernant les méthodes d'épandage, les restrictions portant sur les produits et la limitation de l'exposition.

Il est fréquent que l'entité administrant la distribution des eaux usées passe par des associations d'utilisateurs, qui peuvent se développer à partir d'institutions classiques, pour traiter avec les propriétaires terriens. Des permis d'utilisation des eaux usées peuvent être délivrés aux associations, ce qui simplifie la tâche administrative consistant à traiter séparément avec un grand nombre de petits utilisateurs. Dans le cadre de telles dispositions, on délègue également aux associations la mission de faire appliquer les réglementations qui doivent être respectées pour un renouvellement du permis.

Un comité conjoint ou conseil d'administration, pouvant inclure des représentants de ces associations et tous les utilisateurs particulièrement importants, les autorités responsables de la collecte et de la distribution des eaux usées et les autorités sanitaires locales,

doit être mis en place. Même dans le cas d'organisations de petite taille, il est important que certaines dispositions, telles qu'un comité comprenant des représentants communautaires, soient prévues pour que les utilisateurs participent à la gestion du projet.

Dans certains cas, les agriculteurs sont en mesure de négocier directement les contrats portant sur un approvisionnement spécifique en eaux usées traitées avec l'entreprise de services publics traitant les eaux usées.

10.2.2 Droits d'accès

Les agriculteurs seront réticents à installer des infrastructures ou des installations de traitement s'ils n'ont pas une certaine assurance de disposer d'un accès durable aux eaux usées. Cet accès peut être réglementé par des permis et dépendre de la mise en œuvre par l'agriculteur de pratiques efficaces ou sanitaires. Au Mexique, le pouvoir que détiennent les autorités de retirer l'accès à l'eau aux fermiers qui n'appliquent pas les restrictions portant sur les cultures est un facteur important dans le succès du système. La législation peut donc devoir définir les droits des utilisateurs en matière d'accès aux eaux usées et les pouvoirs des entités autorisées à attribuer ou à réglementer ces droits (voir Encadré 10.3).

10.2.3 Propriété foncière

La sécurité de l'accès aux eaux usées ne représente pas grand-chose sans sécurité de la propriété des terres et de l'eau. Dans la plupart des éventualités, la législation foncière

Encadré 10.3 Droits aux eaux usées

Les droits à l'eau coutumiers sont largement reconnus. Ainsi, l'utilisation actuelle des eaux usées en agriculture peut créer des droits même s'il ne s'agit pas d'une activité planifiée et respectant les normes sanitaires et environnementales. Ces droits peuvent être en conflit avec des projets planifiés d'utilisation des eaux usées pour l'avenir, en particulier si l'on s'attend à ce que les eaux usées traitées se vendent à un prix supérieur à celui payé par l'utilisateur initial des eaux usées. Au Mexique, par exemple, le développement d'une nouvelle installation de traitement des eaux usées a causé des problèmes aux utilisateurs traditionnels en aval de ces eaux. Cette installation a été en mesure de produire une eau traitée répondant à des critères de qualité exigeants et, dans le cadre de la récupération planifiée des coûts, ses responsables ont étudié la possibilité de vendre cette eau à des utilisateurs industriels. Les eaux usées non traitées étaient traditionnellement rejetées dans des canaux et utilisées pour l'irrigation en aval. Le Mexique a émis des titres de concession concernant l'eau, qui garantissent aux propriétaires terriens un accès à cette ressource. Cependant, un titre de concession n'est attaché qu'à 30 % seulement des terres irriguées avec des eaux usées. Si les responsables de l'installation de traitement parviennent à vendre l'eau traitée à des utilisateurs industriels, une partie importante de cette eau sera détournée au détriment des utilisateurs situés en aval. Beaucoup de ces utilisateurs n'ayant pas de droits à l'eau officiellement reconnus, ils perdront leurs moyens de subsistance (Silva-Ochoa & Scott, 2004).

Au Pakistan, un grand nombre de procès ont été intentés par les entreprises locales de distribution d'eau ou les agences d'assainissement contre des agriculteurs locaux, remettant en cause leurs droits aux ressources en eaux usées. À l'issue de ces procès, les agriculteurs ont été forcés à payer pour disposer de ces eaux usées ou à renoncer à leur utilisation. À Faisalabad, un groupe d'agriculteurs utilisateurs d'eaux usées a gagné en appel contre l'une de ces décisions de justice, après avoir prouvé qu'il n'avait pas accès à une autre source d'eau appropriée (Ensink et al., 2004).

existante sera probablement applicable, bien qu'il puisse être nécessaire de définir les propriétaires des terres vierges nouvellement mises en culture. S'il est décidé de regrouper des exploitations agricoles individuelles pour les placer sous une gestion unique, il peut être nécessaire de disposer de pouvoirs d'expropriation.

10.2.4 Santé publique

Le domaine de la santé publique couvre les règles régissant les restrictions imposées aux produits et les méthodes d'épandage, les normes de qualité s'appliquant aux eaux usées traitées à usage agricole et aux produits de culture, ainsi que d'autres mesures de protection sanitaire évoquées au chapitre 5 de ces Directives. Les facteurs pouvant nuire à l'application des restrictions sur les cultures, examinés au chapitre 5, concernent les schémas d'utilisation des eaux usées existants comme les nouveaux. Les consommateurs sont également en droit d'attendre des produits alimentaires sains (voir Encadré 10.4).

Il peut être nécessaire d'élaborer une nouvelle réglementation concernant la mise en œuvre, la surveillance et le suivi des mesures de protection sanitaire. La législation sur la santé publique couvre aussi d'autres aspects de la protection de la santé, tels que la santé au travail, l'hygiène alimentaire, l'eau et les services d'assainissement, la promotion de la santé, la mise au point des programmes d'enseignement, la gestion des ressources en eau, la lutte contre les vecteurs, lesquels ne nécessitent pas nécessairement de nouvelles mesures, mais peuvent requérir une modification des dispositions existantes pour mieux prendre en compte les risques associés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Dans les cas où l'on se propose de mettre en place de nouveaux schémas d'utilisation des eaux usées ou de développer des activités existantes, il est fréquent de mener une évaluation de l'impact sanitaire pour quantifier les effets sur la santé de la population locale. L'évaluation de l'impact sanitaire est discutée de manière plus détaillée dans l'annexe 3.

10.3 Réglementations

Les réglementations régissant l'utilisation des eaux usées en agriculture doivent être pratiques et axées sur la protection de la santé (d'autres aspects sont également concernés comme la protection de l'environnement). Point le plus important : les réglementations doivent être applicables compte tenu des circonstances locales.

Il convient de mettre en place un cadre réglementaire autour des différentes mesures de protection sanitaire (à savoir le traitement des eaux usées, les restrictions portant sur

Encadré 10.4 Droits des consommateurs à des produits sains

Les consommateurs sont en droit d'exiger des produits sains. Des préoccupations de santé publique ont conduit à plusieurs procès dans des grandes villes pakistanaises (Ensink et al., 2004). À l'issue d'un tel procès à Quetta, les agriculteurs ont été forcés par les résidents locaux à faire analyser la teneur en agents pathogènes de leurs produits par un laboratoire national certifié. Après démonstration de l'absence de contamination de leurs cultures irriguées avec des eaux usées, les agriculteurs ont été autorisés à poursuivre cette pratique. À Hyderabad, les agriculteurs et la municipalité locale sont parvenus à un accord restreignant l'utilisation des eaux usées aux cultures dont les parties comestibles poussent au-dessus du sol. Il n'est donc plus possible de cultiver ainsi des pommes de terre, des oignons, des carottes ou de l'ail, même si la production de cultures de type salade (laitues, par exemple) reste autorisée.

les produits, l'épandage des eaux usées, la limitation de l'exposition, la vaccination ou la chimiothérapie). Il peut déjà exister une réglementation régissant certaines mesures protectrices. Sans un certain nombre de mesures complémentaires telles qu'une réglementation contrôlant l'hygiène des marchés (disponibilité d'installations d'assainissement et d'approvisionnements en eau appropriées, inspection des marchés, analyse périodique en laboratoire des cultures irriguées avec des eaux usées), des produits alimentaires sains, cultivés conformément à la réglementation sur l'utilisation des eaux usées pourraient facilement subir une nouvelle contamination sur les marchés, ce qui réduirait l'effet des mesures de protection sanitaire précédemment appliquées (voir Tableau 10.1 concernant les exemples d'activités à réglementer).

10.4 Mise au point d'un cadre politique national

Dans la mise au point d'un cadre politique national pour faciliter l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture, il importe de définir les objectifs politiques, d'évaluer l'environnement politique actuel et de développer une approche nationale.

10.4.1 Définition des objectifs

L'utilisation des eaux usées en agriculture peut avoir un ou plusieurs objectifs. La définition de ces objectifs est une étape importante dans le développement d'un cadre politique national (Mills & Asano, 1998). Les principaux objectifs peuvent être :

Tableau 10.1 Exemples d'activités pouvant entrer dans le champ d'application de la réglementation

Activités ou composantes	Considérations réglementaires
Eaux usées	Droits d'accès, droits d'utilisation, gestion (municipalité, communauté, groupe d'utilisateurs, par exemple)
Transport	Agence responsable de la construction des infrastructures, de l'exploitation et de la maintenance, coûts de pompage, camions de livraison
Traitement	Exigences portant sur le traitement en fonction de l'usage final de l'eau traitée, exigences portant sur les procédés
Surveillance	Types de surveillance (surveillance des procédés ou des paramètres, surveillance analytique, par exemple), fréquence, lieu, responsabilités financières
Épandage des eaux usées	Pose de clôtures, nécessité de ménager des zones tampons, exigences en matière de limitation de la dérive de pulvérisation
Restrictions portant sur les produits	Types de produits autorisés, non autorisés, application des restrictions, éducation des agriculteurs et de la population
Limitation de l'exposition	Accès contrôlé aux zones d'utilisation des eaux usées (pose de panneaux de signalisation et de clôtures, par exemple), port de vêtements de protection exigé, mise à disposition des travailleurs d'eau et d'installations d'assainissement, responsabilités en matière d'éducation à l'hygiène
Hygiène sur les marchés	Inspection des marchés, mise à disposition d'eau et d'installations d'assainissement sur les marchés
Sécurité sanitaire des aliments	Analyse des produits de culture à la recherche d'agents pathogènes et de métaux toxiques, éducation des consommateurs, inspection des carcasses de bœuf pour repérer les kystes de *Taenia*

- de renforcer le développement économique national ou local ;
- d'augmenter la production agricole ;
- d'accroître les approvisionnements en eau douce et, par ailleurs, de tirer pleinement parti de la valeur en tant que ressource des eaux usées ;
- d'éliminer les eaux usées de manière respectueuse de l'environnement et peu onéreuse ;
- d'améliorer les revenus des ménages, la sécurité alimentaire et/ou la nutrition.

Lorsqu'on utilise déjà des eaux usées, l'introduction de mesures de sauvegarde de la santé et de l'environnement dans les stratégies de gestion ou l'amélioration des rendements de culture par une amélioration des pratiques peuvent faire partie des sous-objectifs.

10.4.2 Évaluation de l'environnement politique

L'existence de politiques appropriées peut faciliter l'utilisation sans risque des eaux usées en agriculture. Il est fréquent que des politiques soient déjà en place et influent négativement et positivement sur l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Il est souvent utile de réaliser une évaluation des politiques en vigueur pour développer une nouvelle politique nationale ou pour réviser les politiques existantes. Cette évaluation doit s'effectuer selon deux approches : celle du décideur politique et celle du gestionnaire de projet. Les décideurs politiques souhaiteront évaluer les politiques nationales, la législation, le cadre institutionnel et les réglementations pour s'assurer qu'ils cadrent avec les objectifs nationaux concernant l'utilisation des eaux usées (maximiser les retours sur investissement sans nuire à la santé publique ou à l'environnement). Les coordonateurs de projets voudront s'assurer que les schémas actuels et futurs d'utilisation des eaux usées sont en mesure de satisfaire toutes les lois et réglementations nationales et locales pertinentes.

Les principaux points à considérer sont les suivants :

- *Politique :* Existe-t-il des politiques claires concernant l'utilisation d'eaux usées en agriculture ? Cette utilisation doit-elle être encouragée ou non ?
- *Législation :* L'utilisation des eaux usées est-elle régie par la législation ? Quels sont les droits et les responsabilités des différentes parties prenantes ?
- *Cadre institutionnel :* Quelle agence, quel ministère ou quelle organisation importante exerce l'autorité de contrôle sur l'utilisation des eaux usées au niveau national et à celui du district ou de la communauté ? Les responsabilités des différents ministères ou agences sont-elles clairement définies ? Existe-t-il un ministère principal ou le contrôle est-il exercé par plusieurs ministères ou agences dont les juridictions se recoupent ? Quel ministère ou quelle agence est responsable du développement de la réglementation ? Est chargé de veiller au respect de la réglementation ? Est chargé de la faire appliquer ?
- *Réglementation :* Existe-t-il une réglementation ? La réglementation actuelle est-elle suffisante pour atteindre les objectifs relatifs à l'utilisation des eaux usées (protéger la santé publique, prévenir les détériorations de l'environnement, satisfaire aux normes de qualité pour le commerce national et international, préserver les moyens de subsistance, conserver l'eau et les nutriments, etc.) ? La réglementation actuelle est-elle appliquée ? Quel ministère ou quelle agence est chargé de la faire appliquer ?

Il est plus facile d'élaborer une réglementation que de la faire appliquer. Lors de la mise au point d'une nouvelle réglementation (ou de la sélection des prescriptions réglementaires à appliquer), il est important de prévoir les institutions, le personnel et les moyens nécessaires pour s'assurer que cette réglementation est respectée. Il importe aussi de s'assurer que cette réglementation est réaliste et applicable dans le contexte où elle doit l'être. Il est souvent avantageux d'adopter une démarche par étapes ou de tester une nouvelle série de prescriptions réglementaires en persuadant une administration locale de les voter en tant qu'arrêtés avant qu'elles ne soient étendues au reste du pays.

10.4.3 Mise au point d'approches nationales sur la base des Directives OMS

Les approches nationales dans la définition de pratiques sans risque d'utilisation des eaux usées développées à partir des Directives de l'OMS offrent une protection maximale de la santé des populations lorsqu'elles sont intégrées à des programmes complets de santé publique, incluant d'autres mesures sanitaires telles que la promotion de la santé et de l'hygiène et l'amélioration de l'accès à une eau de boisson saine et à un assainissement approprié. Par exemple, si des produits agricoles sont cultivés conformément aux recommandations des Directives, mais sont contaminés ensuite sur le marché, une partie des progrès réalisés sur le plan sanitaire sera probablement réduite à néant. D'autres programmes complémentaires, tels que les campagnes de chimiothérapie, doivent s'accompagner d'une promotion ou d'un enseignement de mesures sanitaires destinées à modifier les comportements responsables de l'infestation par des helminthes intestinaux ou de la transmission d'autres maladies.

Ces approches nationales doivent être adaptées aux circonstances socioculturelles, environnementales et économiques locales, tout en visant une amélioration progressive de la santé publique. La priorité doit être donnée aux interventions destinées à contrer les menaces sanitaires les plus graves au plan local. À mesure que des moyens et de nouvelles données deviendront disponibles, on pourra introduire des mesures de protection sanitaire supplémentaires. L'Encadré 10.5 présente certaines étapes pouvant servir à développer une approche nationale progressive pour renforcer la sécurité des activités agricoles utilisant des eaux usées.

Encadré 10.5 Mise au point d'une approche nationale pour l'utilisation d'eaux usées en agriculture

Les approches visant à garantir une utilisation sans risque des eaux usées en agriculture doivent reposer sur la connaissance des pratiques locales, des conséquences pour la santé de ces pratiques et de la nécessité de respecter la législation/réglementation existante. La première étape consiste souvent à évaluer la situation.

Évaluation de la situation

Voici les types de données pouvant être utiles dans la mise au point d'une approche nationale :

- disponibilité de traitements des eaux usées et types de traitements disponibles ;
- types de produits agricoles cultivés dans la zone (destinés à être consommés crus ou cuits, par exemple) ;
- techniques de transport/d'épandage des eaux usées à usage agricole (conduites, canaux revêtus, canaux sans revêtement, besoins en matière de pompage, charrettes et camions, proximité des communautés locales, présence de clôtures, signalisation, etc., par exemple) ;

Encadré 10.5 (suite)

- exposition humaine aux eaux usées dans le cadre des pratiques agricoles (les travailleurs portent-ils des vêtements de protection ? Pratiquent-ils une bonne hygiène ? Des installations d'hygiène et d'assainissement sont-elles disponibles au niveau des champs ? par exemple) ;
- conditions d'hygiène des techniques actuellement appliquées pour les récoltes, du stockage des produits et de leur transport sur les marchés ;
- pratiques en vigueur sur les marchés où les récoltes sont vendues (Dispose-t-on d'un accès à de l'eau saine et à des installations d'assainissement appropriées sur ces marchés ? Les vendeurs pratiquent-ils une hygiène satisfaisante ? Utilisent-ils une eau saine pour laver ou rafraîchir les produits ?)

Les risques pour la santé publique varient d'un endroit à l'autre. Il importe de comprendre quels problèmes sanitaires peut soulever l'utilisation d'eaux usées. La schistosomiase n'est présente que dans des zones géographiques limitées, mais peut être une maladie importante au plan local. De même, l'incidence des maladies à transmission vectorielle est variable et doit être prise en compte dans certaines situations. Il est possible d'acquérir des informations sur les priorités sanitaires locales à partir des études scientifiques sur les maladies, des revues de données cliniques, des informations sur les flambées, des données de prévalence et d'entretiens avec le personnel médical (médecins, infirmières, pharmaciens) et avec les agriculteurs. Un effort doit aussi être fait pour quantifier les impacts sanitaires positifs – par exemple sur la nutrition et la sécurité alimentaire des ménages.

Implication des parties prenantes
Dans la mesure du possible, les parties prenantes doivent participer au développement des approches de santé publique. Sans leur implication, les mesures de protection sanitaire ont moins de chance d'être appliquées avec succès. Les parties prenantes peuvent participer au développement des politiques par le biais d'ateliers organisés au niveau national ou districal, ou d'activités d'encadrement locales.

Renforcement des capacités nationales/locales
La mise en œuvre des mesures de protection sanitaire exige une surveillance institutionnelle aux niveaux national et local. Dans certains cas, il peut être nécessaire de spécifier ou de renforcer les capacités institutionnelles. Les autorités sanitaires locales doivent connaître leurs responsabilités en matière de mise en œuvre de surveillance, d'application et de promotion des mesures de protection sanitaire.

Mise en œuvre par étapes des mesures de protection sanitaire
Si les ressources sont insuffisantes, les mesures de protection sanitaire peuvent être mises en œuvre progressivement au cours du temps. La première mesure à appliquer doit être celle répondant à la plus grande priorité en termes de santé publique. Par exemple, dans les zones d'endémie des helminthiases intestinales, on peut, dans une première étape, inciter les agriculteurs à porter des chaussures, à garder leurs enfants en dehors des zones irriguées par des eaux usées et à ne cultiver que des produits qui seront consommés cuits. Le développement de matériel d'enseignement et d'ateliers locaux pour apprendre aux agriculteurs comment limiter l'infestation par des helminthes peut être entamé rapidement. Des programmes similaires sont susceptibles d'être mis en place sur les marchés pour améliorer l'hygiène alimentaire. Le traitement des eaux usées peut démarrer au bout d'un certain temps, avec des perfectionnements progressifs du système jusqu'à ce qu'il soit capable de réaliser les objectifs en matière de réduction microbienne de l'OMS, évoqués au chapitre 4.

10.4.4 Travail de recherche

Des recherches doivent être réalisées par les instituts, les universités ou les centres de recherche nationaux sur les possibilités de minimiser l'impact sanitaire de l'utilisation d'eaux usées en agriculture. Il importe de mener ces recherches au niveau national car les données liées aux conditions régnant dans le pays sont d'une importance capitale pour la mise au point des mesures de protection sanitaire et peuvent subir de fortes variations d'un pays à l'autre. Pour étudier la faisabilité des mesures de protection sanitaire et répondre à des questions liées à la production, il est possible de développer des projets pilotes. Dans les cas où l'irrigation par des eaux usées est pratiquée à petite échelle dans des installations disséminées, souvent au niveau des ménages, les travaux de recherche nationaux peuvent servir à valider les mesures de protection sanitaire et à développer ensuite des recommandations et des normes à l'intention des petits agriculteurs. Ces travaux de recherche doivent être diffusés aux divers groupes de parties prenantes sous la forme qui leur sera la plus utile.

La réalisation d'un projet pilote est particulièrement intéressante dans les pays n'ayant que peu ou pas d'expérience dans la gestion de l'utilisation d'eaux usées en agriculture ou lorsque l'on envisage d'introduire de nouvelles techniques. La protection de la santé est une considération majeure, mais il existe d'autres questions auxquelles il est difficile d'apporter des réponses sans l'expérience locale que peut apporter un projet pilote. Parmi ces questions, figurent avec une grande probabilité des aspects techniques, sociaux et économiques importants. Un schéma pilote peut aider à identifier les risques potentiels pour la santé et à mettre au point des moyens pour les maîtriser.

Les projets pilotes doivent faire l'objet d'une planification : diverses cultures (anciennes et nouvelles), soumises à divers taux d'épandage des eaux usées, doivent être étudiées. On a besoin d'informations non seulement sur les rendements, mais également sur les niveaux de contamination microbienne, l'absorption de métaux toxiques par les végétaux, les types et les concentrations de produits chimiques toxiques et d'agents pathogènes habituellement présents dans les eaux usées locales et les effets sur l'environnement.

Le projet pilote doit être mené pendant au moins une saison de culture ou au moins pendant un an si l'on veut étudier la production au cours des saisons. Il doit faire l'objet d'une planification rigoureuse pour éviter de sous-estimer le travail qu'il implique et effectuer ce travail correctement, faute de quoi, il serait à recommencer l'année suivante. Après la période d'expérimentation, un projet pilote dont les résultats sont satisfaisants peut être transposé en projet de démonstration, en prévoyant des installations de formation pour les exploitants et les agriculteurs locaux.

11
PLANIFICATION ET MISE EN ŒUVRE

La planification et la mise en œuvre des programmes d'utilisation des eaux usées requièrent une approche globale et progressive, répondant en premier lieu aux priorités sanitaires les plus urgentes. Les stratégies de planification doivent prévoir des volets concernant la communication avec les parties prenantes, les interactions avec elles et la collecte et l'exploitation des données. Le présent chapitre présente les points clés à prendre en compte pour la planification et la mise en œuvre au niveau national des programmes d'utilisation des eaux usées.

En outre, la planification des projets au niveau local nécessite l'évaluation de plusieurs facteurs sous-jacents importants. La durabilité de l'utilisation des eaux usées en agriculture dépend de l'évaluation et de la compréhension de huit paramètres importants. Ces huit paramètres – santé, faisabilité économique, impact social et perception par le public, faisabilité financière, impact environnemental, et faisabilité commerciale, institutionnelle et technique – sont décrits dans les chapitres précédents. Le présent chapitre explique brièvement comment ils sont liés à la planification et à la mise en œuvre des projets d'utilisation des eaux usées.

La protection de la santé publique dans le cadre de l'irrigation avec des eaux usées nécessite le développement et l'application de mécanismes pour promouvoir les améliorations. C'est un aspect important de la planification. L'objet des améliorations (qu'il s'agisse d'un d'investissement prioritaire au niveau régional ou national, du développement de programmes d'éducation à l'hygiène ou d'efforts pour obtenir la conformité des produits) dépend de la nature des pratiques d'utilisation des eaux usées et des types de problèmes identifiés (OMS, 2004a). Voici une liste type des mécanismes permettant d'améliorer l'utilisation des eaux usées en agriculture :

- ✓ *Définition de priorités nationales :* Après avoir identifié les erreurs et les problèmes les plus courants dans l'utilisation des eaux usées, il est possible de formuler des stratégies nationales pour définir des mesures d'amélioration et de correction ; ces mesures peuvent comprendre des modifications dans le domaine de la formation (des gestionnaires, des administrateurs, du personnel d'encadrement ou agricole), la création de programmes d'amélioration ou la réorientation des stratégies de financement pour viser des besoins spécifiques.
- ✓ *Définition de priorités régionales :* Les agences sanitaires régionales ou locales peuvent définir les communautés dans lesquelles il faut intervenir et quelles activités d'amélioration sont prioritaires ; une fois ces priorités établies, ce sont les critères de santé publique qui doivent être pris en compte.
- ✓ *Définition des programmes d'éducation à l'hygiène :* Nombre des problèmes sanitaires rencontrés dans l'utilisation d'eaux usées en agriculture sont liés à l'hygiène personnelle et alimentaire et ne peuvent être résolus par la technologie uniquement. La résolution de beaucoup de ces problèmes nécessitera probablement des actions participatives de promotion et d'éducation.
- ✓ *Inspection et mise à niveau des systèmes :* Les systèmes d'utilisation des eaux usées doivent subir des audits ou des inspections. Les résultats de ces audits sont utilisables pour encourager les agriculteurs à améliorer leurs pratiques. Il est parfois difficile de faire appliquer la réglementation locale par les petits producteurs dans l'objectif d'améliorer les mesures de protection sanitaire. Il peut être plus productif de travailler avec les agriculteurs en utilisant comme intermédiaires des personnels d'encadrement qui leur enseigneront les mesures de protection sanitaire et les stratégies de réduction des risques.

- ✓ *Réalisation de l'exploitation et de la maintenance par des membres de la communauté :* Un appui doit être fourni par une autorité désignée pour permettre aux membres de la communauté de recevoir une formation leur donnant les moyens d'assumer l'exploitation et la maintenance de systèmes d'utilisation des eaux usées à petite échelle ou communautaires.
- ✓ *Mise en place de canaux de sensibilisation et d'information de la population :* La publication d'informations sur des aspects de l'utilisation des eaux usées en agriculture intéressant la santé publique peut encourager les agriculteurs à suivre les bonnes pratiques, mobiliser l'opinion publique et provoquer sa réaction et également réduire la nécessité de mesures d'exécution de la réglementation, qui ne doivent être envisagées qu'en dernier recours.

Pour faire un meilleur usage des ressources limitées, il est conseillé de débuter avec un programme de base, dont le déroulement s'effectuera de manière planifiée. Un exemple d'approche par étapes, comprenant des actions à prendre aux différents stades, initial, intermédiaire et avancé, est présenté ci-après :

- **Phase initiale**
  - Définir des exigences pour le développement des institutions.
  - Former le personnel participant au programme.
  - Définir le rôle des participants (personnel d'encadrement agricole, autorités sanitaires locales, inspecteurs de la sécurité sanitaire des aliments, par exemple).
  - Mise au point de mesures de protection sanitaire adaptées à la zone.
  - Mise au point de mesures de protection sanitaire dans les zones prioritaires.
  - Suivi des performances, mais en limitant la surveillance/vérification à quelques paramètres essentiels et à des dangers connus d'importance majeure.
  - Mise en place de systèmes pour l'établissement des rapports, la documentation et la communication.
  - Préconisation d'améliorations en fonction des priorités.
  - Mise en place de communications à l'intention des communautés locales, des médias et des autorités régionales.
  - Mise en place d'une liaison avec les communautés ; identification des rôles des communautés dans la mise au point de mesures de protection sanitaire et de moyens pour promouvoir la participation communautaire.

- **Phase intermédiaire**
  - Formation du personnel participant au programme.
  - Mise en place et élargissement de la mise en œuvre systématique des mesures de protection sanitaire.
  - Élargissement de l'accès aux moyens analytiques de surveillance (souvent par l'intermédiaire des laboratoires régionaux, les laboratoires nationaux étant responsables, dans une large mesure, du contrôle de qualité analytique et de la formation du personnel des laboratoires régionaux).
  - Développement de capacités pour l'analyse statistique des données.
  - Mise en place d'une base de données nationale.
  - Identification des problèmes courants et promotion des activités pour y faire face aux niveaux régional et national.

- Élargissement de l'activité de compte rendu pour inclure l'interprétation au niveau national.
- Mise au point ou révision des objectifs liés à la santé pour l'utilisation d'eaux usées en agriculture.
- Recours à des mesures d'exécution légales en cas de nécessité.
- Implication régulière des communautés dans le développement et la mise en œuvre des mesures de protection sanitaire.

- **Phase avancée**
  - Institutionnalisation d'un programme de formation du personnel.
  - Mise en place d'une mesure systématique de tous les paramètres liés à la santé, à une fréquence définie.
  - Utilisation d'un cadre national de gestion des risques pour l'utilisation des eaux usées en agriculture.
  - Amélioration des pratiques d'utilisation des eaux usées en fonction des priorités nationales et locales, éducation à l'hygiène et mise en application des normes.
  - Mise en place de bases de données régionales compatibles avec la base de données nationale.
  - Diffusion des données et d'autres informations à tous les niveaux (local, régional et national).
  - Implication systématique des communautés dans le développement et la mise en œuvre de mesures de protection sanitaire.

11.1 Compte rendu et communication

Le partage des informations avec les parties prenantes constitue un élément important d'un programme d'utilisation sans risque des eaux usées. Il est pour cela utile de mettre en place des systèmes appropriés de communication avec l'ensemble des parties prenantes concernées. Une communication correcte suppose à la fois de fournir des éléments et de solliciter un retour d'information de la part des parties intéressées. Les possibilités d'amélioration des pratiques d'utilisation des eaux usées sont fortement dépendantes des capacités à analyser et à présenter l'information de manière utile aux différents destinataires (voir Encadré 11.1). Ces destinataires peuvent comprendre :

Encadré 11.1 Communication sur les problèmes sanitaires

L'une des étapes clés du processus de planification est la communication aux différentes parties prenantes des problèmes sanitaires importants. La communication des problèmes sanitaires à la population et aux décideurs politiques doit s'appuyer sur des éléments scientifiques et sur la transformation de ces éléments en informations utiles, le développement de solutions faisables, l'évaluation de l'impact, l'implication des parties prenantes et la communication avec ces parties. Ces étapes sont explicitées ci-après.

- Accumulation d'***éléments*** sur une question ou un problème particulier dans le domaine de l'environnement ou de la santé. Cette opération peut s'effectuer par des recherches ou des analyses scientifiques formelles ou par le biais de la surveillance de divers indicateurs environnementaux et sanitaires. Il est également possible que des éléments apparaissent de manière anecdotique, dans les médias

Encadré 11.1 (suite)

ou à l'occasion d'un événement catastrophique. Habituellement, ces éléments, qu'ils soient formels ou informels, sont directement associés aux conditions locales.

- ***Transformation*** des éléments scientifiques formels en éléments utiles aux décideurs politiques et/ou à la population générale. Cette transformation peut s'opérer par l'intermédiaire d'une évaluation de type épidémiologique ou de la charge de morbidité, d'analyses coût/efficacité et coût/bénéfice, d'une évaluation des risques ou de l'agrégation des données de surveillance environnementale et sanitaire sous forme d'indicateurs essentiels, faciles à appréhender pour les décideurs.
- Examen de ***solutions*** (les alternatives politiques) en parallèle à la discussion des problèmes environnementaux et sanitaires. Pour les politiciens, attirer l'attention ou mener des discussions sur des problèmes apparemment sans solution peut présenter peu d'attrait sur le plan politique. Inversement, les problèmes pour lesquels il existe des solutions peuvent être transformés en capital politique.
- Réalisation d'une ***évaluation de l'impact*** pour prendre en compte ces éléments à la lumière des politiques existantes et proposées. Ce processus peut être formalisé comme composante d'une évaluation de l'impact sanitaire (voir annexe 3), d'une opération d'emprunt, d'une stratégie de réduction de la pauvreté, d'un plan national ou de la discussion d'un budget. Il peut aussi être complètement informel. Dans tous les cas où le gouvernement définit explicitement sa politique, une forme d'évaluation de l'impact intervient.
- Au vu des nouveaux éléments et des nouvelles options politiques, les décideurs et les parties prenantes prennent des ***engagements***. Ces engagements peuvent être facilités par les activités d'organisations non gouvernementales locales et d'établissements d'enseignement, par celles de partisans locaux ou internationaux, ou encore par des processus déclenchés par des agences internationales ou intergouvernementales, notamment des conventions ou des protocoles d'accord récents. L'engagement des décideurs importants à prendre en compte les nouveaux éléments peut nécessiter un changement d'attitude des personnels et des établissements. Ce changement intervient habituellement de manière progressive.
- En parallèle avec le processus d'engagement et d'évaluation de l'impact, s'effectue une ***communication*** des risques sanitaires et des solutions ou des politiques pouvant y répondre. Dans le meilleur des cas, cette communication fait intervenir des acteurs gouvernementaux, des médias et l'ensemble des groupes d'intérêts et des parties prenantes. Son efficacité est maximale lorsqu'elle est concrète, démontre les résultats « tangibles » des interventions et s'opère sous une forme interactive, non frontale ou passive – c'est-à-dire en amenant les décideurs importants, les médias et les parties prenantes concernées à observer les opérations suivantes ou à y participer : amélioration de l'utilisation des eaux usées en agriculture, relevé ou suivi des résultats concernant la qualité de l'eau ou obtention d'une estimation des économies réalisées en termes de santé. Le document communiqué doit comporter plusieurs niveaux – par exemple une page brève pour les principaux responsables, des informations générales plus détaillées à l'intention des professionnels, des éléments destinés aux médias, etc.

Source : Fletcher (2005).

- les responsables de la santé publique aux niveaux local, régional et national ;
- les organisations ou les entreprises de services collectifs gérant le traitement collectif des eaux usées ;
- les administrations locales ;

- les communautés et les producteurs agricoles ; et
- les autorités locales, régionales et nationales responsables du développement, de la planification et des investissements.

11.2 Interaction avec les communautés et les consommateurs

La participation des communautés à la planification et à la mise en œuvre des programmes d'utilisation des eaux usées est souhaitable. Les communautés sont souvent à la fois bénéficiaires de l'utilisation d'eaux usées et exposées aux dangers qu'elle comporte. Elles représentent une ressource en termes de connaissances et d'expériences locales, à laquelle il est possible de faire appel. Il est probable que leurs membres seront parmi les premiers à remarquer des problèmes de santé associés à l'utilisation d'eaux usées et seront donc à même de contribuer à la résolution de ces problèmes. Les stratégies de communication doivent prévoir la fourniture d'informations sommaires aux consommateurs des produits et aux producteurs, ainsi que la mise en place et l'implication d'associations de consommateurs aux niveaux local, régional et national.

Fournir directement des informations à l'ensemble d'une communauté n'est pas toujours réalisable. Il est parfois plus approprié de faire appel à des organisations communautaires, lorsqu'il en existe, comme canal efficace pour transmettre un retour d'information et d'autres éléments aux utilisateurs. Lorsqu'on utilise des organisations locales comme relais de l'information, il est souvent plus facile de lancer un processus de discussion et de prise de décisions au sein de la communauté. Le point le plus important dans la collaboration avec les organisations locales est de s'assurer que l'organisation choisie a accès à l'ensemble de la communauté et qu'elle est en mesure d'initier une discussion sur les mesures de protection sanitaire retenues et utilisées dans les programmes d'utilisation des eaux usées.

11.3 Exploitation des données et des informations

Les stratégies pour la définition des priorités au niveau régional sont habituellement à moyen terme et nécessitent des informations. Alors que la gestion des informations au niveau national vise à éclairer les problèmes sanitaires courants ou récurrents, l'objectif de leur gestion au niveau régional est d'affecter un degré de priorité à des interventions individuelles. Il est donc important de déterminer une mesure relative du risque sanitaire. Il est ensuite possible d'élaborer et de mettre en œuvre des mesures de protection sanitaire praticables pour contrer les dangers associés aux risques relatifs les plus graves.

Dans de nombreuses situations, notamment lorsque la production s'effectue à très petite échelle, les pratiques en matière d'utilisation des eaux usées peuvent mettre en danger la santé publique. Il importe alors de se mettre d'accord sur des objectifs réalistes en termes d'amélioration et de les respecter.

11.4 Critères de planification des projets

Huit critères sont à prendre en compte dans la planification des projets d'utilisation d'eaux usées : la santé, la faisabilité économique, l'impact social et la perception par le public, la faisabilité financière, l'impact environnemental, ainsi que les faisabilités commerciale, institutionnelle et technique (voir Figure 11.1) (Mills & Asano, 1998). Si l'un quelconque de ces critères n'est pas rempli, le projet peut échouer. Le respect de tous les critères peut contribuer à garantir la pérennité du projet.

La plupart de ces critères ont été évoqués dans les chapitres précédents, ils sont cependant repris un par un dans la discussion qui suit.

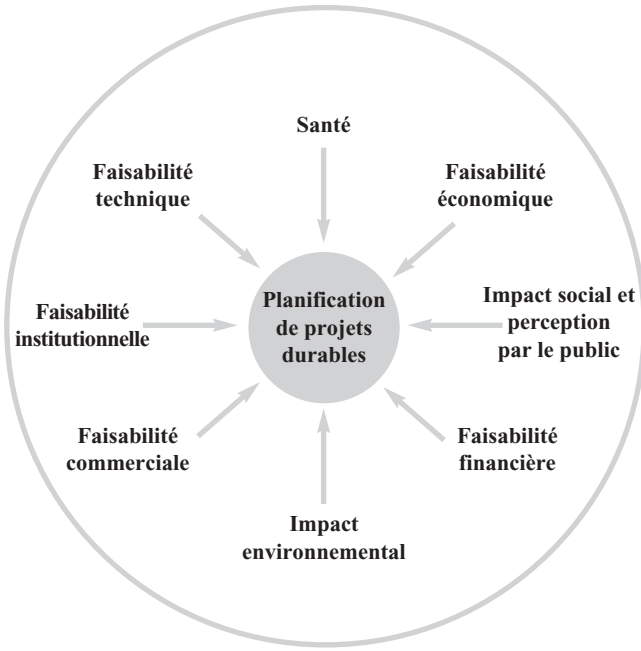

Figure 11.1
Planification des projets : huit critères conditionnant leur succès

1) *Santé :* C'est l'objet principal de ces Directives. Les problèmes sanitaires pouvant différer d'un endroit à l'autre d'un même pays, il importe de comprendre et de déterminer quels problèmes sanitaires associés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture sont susceptibles d'avoir la plus grande importance. Des études s'avèrent souvent nécessaires pour identifier les problèmes majeurs. La réalisation d'une évaluation de l'impact sanitaire avant le développement de nouveaux projets ou dans le cadre d'une évaluation des projets en cours fournit un outil de planification important (voir annexe 3). Cette évaluation de l'impact sanitaire aide à identifier les populations (par exemple les communautés locales vivant à proximité des zones d'utilisation des eaux usées) pouvant courir un risque accru résultant de différentes expositions (maladies à transmission vectorielle ou schistosomiase, par exemple), mais éventuellement non prises en compte par d'autres études. Les impacts sanitaires, tant positifs que négatifs, sur les populations les plus sensibles (pratiquant une activité de subsistance, par exemple) doivent être comptabilisés dans la planification des projets.
2) *Faisabilité économique :* La faisabilité économique a été examinée au chapitre 9. Lors de la planification des projets, il faut envisager en premier les mesures de protection sanitaire apportant un bénéfice sanitaire maximal pour un coût minimal.
3) *Impact social et perception par le public :* Ces aspects ont été traités au chapitre 7. Les pratiques culturelles concernant l'utilisation des eaux usées et des excreta, les schémas de consommation alimentaire et autres comportements sont très importants dans la mise au point de mesures de protection sanitaire. Il est parfois très difficile de modifier des croyances ou des pratiques profondément enracinées.

Il convient de concevoir ces mesures de manière à ménager ou même à incorporer les croyances et les pratiques traditionnelles. La perception par le public peut avoir une influence très puissante sur l'acceptation ou le rejet d'un schéma d'utilisation des eaux usées en agriculture. Il importe de faire participer le public à la planification de projets et de communiquer avec les différentes parties prenantes. Si l'activité prévue répond à un besoin perçu (pour des raisons économiques ou d'autres facteurs tels que la rareté de l'eau, par exemple), la population sera plus disposée à accepter le projet.

4) *Faisabilité financière :* Ce point est discuté plus en détail au chapitre 9. La planification financière examine comment un projet peut être financé. Pour réaliser un projet durable, il faut être en mesure de financer l'ensemble de ses étapes (c'est-à-dire du démarrage à l'achèvement), y compris les étapes d'acquisition des équipements, d'exploitation et de maintenance, la formation du personnel, la surveillance, etc. Dans certains cas, les planificateurs des projets peuvent souhaiter mettre en place des droits d'utilisation ou vendre les produits cultivés dans le système agricole utilisant des eaux usées, afin de compenser les coûts.
5) *Impact environnemental :* Ce point est discuté plus en détail au chapitre 8. L'utilisation d'eaux usées entraîne souvent des effets bénéfiques pour l'environnement, résultant du recyclage de ressources importantes en nutriments du fait que cette utilisation assure une certaine forme de traitement des eaux usées. Cependant, elle peut conduire à une contamination des eaux de surface et des eaux souterraines, en particulier si les aquifères sont proches de la surface. Pour réduire les conséquences sur l'environnement, les gestionnaires du projet doivent aussi évaluer le risque que les activités utilisant des eaux usées favorisent le développement d'habitats permettant la reproduction des vecteurs ou des escargots.
6) *Faisabilité commerciale :* La demande en produits cultivés avec des eaux usées doit être évaluée avant de lancer une production de ce type. Par exemple, si l'une des mesures de protection sanitaire choisie pour remplir l'objectif lié à la santé est d'imposer des restrictions aux cultures, il faut qu'il existe sur le marché une demande suffisante pour garantir une vente profitable de ces produits (cette considération ne s'applique pas aux produits destinés à la consommation des ménages). Ce point est à prendre en compte également par les agences de traitement des eaux usées désireuses de mettre en place un droit d'utilisation pour récupérer les coûts. Les eaux usées ne peuvent être vendues aux agriculteurs qu'à un prix qu'ils sont en mesure et désireux de payer.
7) *Faisabilité institutionnelle :* Les planificateurs de projets doivent assimiler les exigences légales et réglementaires portant sur l'utilisation des eaux usées en agriculture. Ils doivent savoir quels organismes nationaux et locaux contrôlent les activités utilisant des eaux usées et les faire participer au processus de planification. La faisabilité institutionnelle est évoquée plus en détail au chapitre 10.
8) *Faisabilité technique :* Les projets d'utilisation des eaux usées doivent être faisables techniquement pour réussir. Les considérations technologiques englobent des aspects tels que les équipements servant au traitement, au stockage, à la distribution et à l'utilisation des eaux usées, ainsi que les services d'assistance technique et la formation dans le domaine technique. Les technologies les plus durables sont celles qui présentent un bon rapport coût/efficacité, peuvent être perfectionnées et sont faciles à exploiter et à entretenir avec les moyens locaux. Les principaux points techniques à prend en compte dans la planification sont recensés dans l'Encadré 11.2.

Encadré 11.2 Données techniques devant figurer dans le plan du projet

- Vitesses de génération actuelles et projetées des eaux usées, proportion d'effluents industriels, dilution par des eaux de surface
- Installations de traitement des eaux usées existantes et nécessaires, efficacité en matière d'élimination des agents pathogènes, qualité physico-chimique
- Terrain existant et nécessaire : dimensions, localisation, types de sols, proximité des villages voisins
- Évaporation, en particulier dans les bassins de stabilisation (impact sur la salinité et besoins en eau de dilution)
- Transport des eaux usées traitées jusqu'aux agriculteurs
- Besoins en matière de stockage des eaux usées
- Taux et méthodes d'épandage des eaux usées
- Types de cultures à pratiquer et leurs exigences en termes de qualité des eaux usées
- Rendements estimés des cultures par hectare de terre et par an
- Stratégie de protection de la santé

11.4.1 Services d'appui

Divers services d'appui aux agriculteurs sont particulièrement utiles à la mise en œuvre des mesures de protection sanitaire et doivent être envisagés de manière détaillée au stade de la planification. Il s'agit notamment :

- des machines (vente et entretien, ou encore location) ;
- des pompes, des clôtures, des vêtements de protection, etc. ;
- des installations de transformation des cultures ;
- de l'encadrement et de la formation ;
- des services marketing, en particulier lors de l'introduction de nouveaux produits ou lors de la mise en culture de nouvelles terres ;
- des soins de santé primaires, y compris éventuellement des examens de santé réguliers pour les travailleurs et leurs familles.

11.4.2 Formation

Les besoins en formation doivent faire l'objet d'une évaluation soigneuse au stade de la planification et il est souvent nécessaire de débuter les programmes de formation, en particulier pour les agriculteurs et les exploitants des installations de traitement, avant le démarrage du projet, de manière à disposer avec certitude de personnel convenablement formé. Les exploitants des installations de traitement des eaux usées doivent être formés sur le terrain à tous les aspects de l'exploitation d'une installation de traitement, des réseaux de distribution et des stations de pompage ; les agriculteurs doivent recevoir une formation sur les méthodes de culture convenant le mieux à l'utilisation d'eaux usées ; et les techniciens doivent être formés à la collecte et à l'analyse des échantillons.

De même, il faut évaluer les besoins probables en services d'encadrement agricole et prévoir leur disponibilité auprès des agriculteurs après la mise en route du projet. Il faudra également former le personnel d'encadrement lui-même à des méthodes compatibles avec la protection de la santé et le personnel chargé de faire appliquer la réglementation sanitaire aux questions suivantes : restrictions portant sur les cultures, santé au travail, hygiène alimentaire, etc.

RÉFÉRENCES

AATSE (2004). *Water recycling in Australia.* Melbourne, Australian Academy of Technological Sciences and Engineering.

Ackers ML et al. (1998). An outbreak of *Escherichia coli* O157:H7 infections associated with leaf lettuce consumption. *Journal of Infectious Diseases*, 177: 1588–1593.

ACTG (1999). *ACT wastewater reuse for irrigation. Environment protection policy.* Canberra, Australian Capital Territory Government (BDM 99/0415; http://www.environment.act.gov.au/Files/wastewaterreuseforirrigationeppword.do c).

Ait Melloul A, Hassani L (1999). *Salmonella* infection in children from the wastewater-spreading zone of Marrakesh city (Morocco). *Journal of Applied Microbiology*, 87:536–539.

Albonico M et al. (1995). Rate of reinfection with intestinal nematodes after treatment of children with mebendazole or albendazole in a highly endemic area. *Transactions of the Royal Society for Tropical Medicine and Hygiene*, 89:538–541.

Al Khateeb N (2001). Sociocultural acceptability of wastewater reuse in Palestine. In: Faruqui NI, Biswas AK, Bino MJ, eds. *Water management* in *Islam.* Ottawa, International Development Research Centre/United Nations University Press.

Allen RG et al. (1998). *Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper 56).

Alloway BJ, Morgan H (1986). The behaviour and availability of cadmium, nickel, and lead in polluted soils. In: Assink JW, van den Brink, eds. *Contaminated soil.* Dordrecht, Martinus Nifhoff Publishers, pp. 101–113.

Anderson J et al. (2001). Climbing the ladder: a step by step approach to international guidelines for water recycling. *Water Science and Technology*, 43(10):1–8.

Arlosoroff S (2002). *Integrated approach for efficient water use – Case study: Israel.* Paper presented at the World Food Prize International Symposium "From the Middle East to the Middle West: Managing Freshwater Shortages and Regional Water Security," Des Moines, IA, 24–25 October 2002 (http://www.woridfoodprize.org/Symposium/02Symposium/2002presentations/Arlosoroff.pdt).

Armon R et al. (1994). Residual contamination of crops irrigated with effluent of different qualities: a field study. *Water Science and Technology*, 30(9):239–248.

Armon R et al. (2002). Surface and subsurface irrigation with effluents of different qualities and presence of *Cryptosporidium* oocysts in soil and on crops. *Water Science and Technology*, 46(3):115–122.

Arthur JP (1983). *Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries.* Washington, DC, World Bank (Technical Paper No. 7).

Asano T, ed. (1998). *Wastewater reclamation and reuse.* Lancaster, PA, Technomic Publishing Company.

Asano T, Levine AD (1998). Wastewater reclamation, recycling, and reuse: an introduction. In: Asano T, ed. *Wastewater reclamation and reuse.* Lancaster, PA, Technomic Publishing Company, pp. 1–56.

Asano T et al. (1992). Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data. *Water Science and Technology*, 26(7–8): 1513–1524.

Ayers RS, Westcot DW (1985). *Water quality for agriculture.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper 29, Revision 1; http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E00.htm).

Ayres RM et al. (1992a). Contamination of lettuces with nematode eggs by spray irrigation with treated and untreated wastewater. *Water Science and Technology*, 26(7–8):1615–1623.

Ayres RM et al. (1992b). A design equation for human intestinal nematode egg removal in waste stabilization ponds. *Water Research*, 26:863–865.

Barnes KK et al. (2002). *Water-quality data for pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000.* Iowa City, IA, United States Geological Survey (USGS Open File Report 02–94; http://toxics.usgs.gov/pubs/OFR-02-92/).

Bartone CR, Arlosoroff S (1987). Reuse of pond effluents in developing countries. *Water Science and Technology*, 19(12):289–297.

Bartram J, Fewtrell L, Stenström T-A (2001). Harmonised assessment of risk and risk management for water-related infectious disease: an overview. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease.* London, IWA Publishing on behalf of the World Health Organization.

Bastos RKX, Mara DD (1995). The bacteriological quality of salad crops drip and furrow irrigated with waste stabilization pond effluent: an evaluation of the WHO guidelines. *Water Science and Technology*, 31(12):425–430.

Baumhogger W (1949). Ascariasis in Darmstadt and Hessen as seen by a wastewater engineer. *Zeitschrift für Hygiene und Infektions Krankheiten*, 129:488–506.

Beaglehole R, Bonita R, Kjellström T (1993). *Eléments d'épidémiologie* (sous presse). Genève, Organisation mondiale de la Santé.

Belmont MA et a1. (2004). Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. *Ecological Engineering*, 23:299–311.

Benham-Blair & Affiliates, Inc., Engineering Enterprises, Inc. (1979). *Long-term effects of land application of domestic wastewater: Dickinson, North Dakota, slow rate irrigation site.* Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (EPA-600/2-79-144).

Beuchat LR (1998). *Surface decontamination of fruits and vegetables eaten raw: a review.* Geneva, World Health Organization (Report No. WHO/FSF/FOS/98.2).

BGS-CNA (1998). *Impact of wastewater reuse on groundwater in the Mezquital Valley, Hidalgo State, Mexico. Final report.* Mexico City, British Geological Survey and National Water Commission (CNA).

Blumenthal U, Peasey A (2002). *Critical review of epidemiological evidence of the health effects of wastewater and excreta use* in *agriculture.* Unpublished document prepared for the World Health Organization by London School of Hygiene and Tropical Medicine, London (available upon request from WHO, Geneva).

Blumenthal U et al. (2000a). Directives relatives à la qualité microbiologique des eaux résiduaires épurées employées en agriculture : recommandations en faveur de la révision des directives OMS : résumé. *Bulletin de l'Organisation mondiale de la Santé*, 78(9):1104–1116.

Blumenthal UJ et al. (2000b). *Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence.* London, Water and Environmental Health at London and Loughborough; and London, London School of Hygiene and Tropical Medicine (WELL Study Task No. 68, Part 1).

Blumenthal UJ et al. (2001). The risk of enteric infections associated with wastewater reuse: the effect of season and degree of storage of wastewater. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 95:1–7.

Blumenthal UJ et al. (2003). *Risk of enteric infections through consumption of vegetables with contaminated river water.* London, London School of Hygiene and Tropical Medicine.

Bole J, Bell R (1978). Land application of municipal sewage wastewater: yield and chemical composition of forage crops. *Journal of Environmental Quality*, 7:222–226.

Bouhoum K, Schwartzbrod J (1998). Epidemiology study of intestinal helminthiasis in a Marrakech raw sewage spreading zone. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 200:553–561.

Bouwer H (1991). Groundwater recharge with sewage effluent. *Water Science and Technology*, 23:2099–2108.

Bouwer H, Cbaney RL (1974). Land treatment of wastewater. In: Brady NC, ed. *Advances in agronomy. Vol. 26*. New York, Academic Press, pp. 133–176.

Brackett RE (1987). Antimicrobial effect of chlorine on *Listeria monocytogenes. Journal of Food Protection*, 50:999–1003.

Bridgeman J (2004). Public perception towards water recycling in California. *The Journal*, 18(3):150–154.

Buechler S, Devi G (2003). *Household food security and wastewater-dependent livelihood activities along the Musi River in Andhra Pradesh, India.* Unpublished document prepared for the World Health Organization by the Tnternational Water Management Institute, Colombo (available upon request from WHO, Geneva).

Cabaret J et al. (2002). The use of urban sewage sludge on pastures: the cysticercosis threat. *Veterinary Research*, 33:575–597.

California State Water Resources Control Board (2003). *Recycled water use in California.* Sacramento, CA, California State Water Resources Control Board, Office of Water Recycling (http://www.swrcb.ca.gov/recycling/docs/wrreclaim1_attb.pdf).

Calvo M et al, (2004). [Prevalence of *Cyclospora* sp., *Cryptosporidium* sp., microsporidia and fecal coliform determination in fresh fruit and vegetables consumed in Costa Rica.] *Archivos Latinoamericanos de Nutricion*, 54(4):428–432 (in Spanish).

Camann DE, Moore BE (1987). Viral infections based on clinical sampling at a spray irrigation site. In: *Implementing water reuse. Proceedings of water reuse symposium IV.* Denver, CO, American Water Works Association, pp. 847–863.

Camann DE et al. (1986a). *Lubbock land treatment system research and demonstration project. Vol. IV. Lubbock Infection Surveillance Study.* Research Triangle Park, NC, United States Environmental Protection Agency (EPA Publication No. EPA/600/2-86/027d).

Camann DE et al. (1986b). *Infections and spray irrigation with municipal wastewater: the Lubbock Infection Surveillance Study.* Research Triangle Park, NC, United States Environmental Protection Agency (unpublished document).

Capra A, Scicolone B (2004). Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. *Agricultural Water Management*, 68:135–149.

Cardone R, Fonseca C (2003). *Thematic overview paper: Financing and cost recovery.* Delft, IRC International Water and Sanitation Centre (http://www.irc.nl/page/113).

Carr R, Bartram J (2004). The Stockholm framework for guidelines for microbial contaminants in drinking water. In: Cotruvo J et al., eds. *Waterborne zoonoses: Identification, causes, and control.* London, IWA Publishing on behalf of the World Health Organization.

Carr R, Blumenthal U, Mara D (2004). Health guidelines for the use of wastewater in agriculture: developing realistic guidelines. In: Scott C, Faruqui NI, Raschid-Sally

L, eds. *Wastewater use in irrigated agriculture: confronting the livelihood and environmental realities*. Wallingford, CAB International in association with the International Water Management Institute and International Development Research Centre, pp. 41–58.

Chang AC, Page AL, Asano T (1995). *Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater and sewage sludge applications* in *agriculture.* Geneva, World Health Organization.

Chang AC et al. (2002). *Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed water and sewage sludge applications in agriculture.* Geneva, World Health Organization (unpublished document).

Chen Z-S (1992). Metal contamination of flooded soils, rice plants, and surface waters in Asia. In: Adriano DC, ed. *Biogeochemistry of trace metals.* Boca Raton, FL, Lewis Publishers, pp. 85–108.

Chen ZS, Lee GJ, Liu IC (1997). Chemical remediation treatments for soils contaminated with cadmium and lead. In: Iskandar IK et al., eds. *Proceedings of the fourth international conference on the biogeochemistry of trace elements, Berkeley, CA*. Berkeley, CA, University of California, pp. 421–422.

Chorus I, Bartram J, eds. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management.* London, E & FN Spon on behalf of the World Health Organization, Geneva.

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*, 8:203–213.

Cifuentes E et al. (2000a). Health risk in agricultural villages practicing wastewater irrigation in Central Mexico: perspectives for protection. In: Chorus I et al., eds. *Water sanitation & health.* London, IWA Publishing, pp. 249–256.

Cifuentes E et al. (2000b). The risk of *Giardia intestinalis* infection in agricultural villages practicing wastewater irrigation in Mexico. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 62(3):388–392.

Clancy JL et al. (1998). UV light inactivation *of Cryptosporidium* oocysts. *Journal of the American Water Works Association*, 90(9):92–102.

Cordy G et al. (2003). Persistence of pharmaceuticals, pathogens, and other organic wastewater contaminants when wastewater is used for ground-water recharge. In: *Proceedings of the third international conference on pharmaceuticals and endocrine disrupting chemicals in water, Minneapolis, MN, 19–21 March.* Westerville, OR, National Ground Water Association.

Cornish GA, Lawrence P (2001). *Informal irrigation in peri-urban areas: a summary of findings and recommendations.* Wallingford, United Kingdom Department for International Development (Report OD 144 HR).

Cox S (2000). *Mechanisms and strategies for phytoremediation of cadmium.* Fort Collins, CO, Colorado State University, Department of Horticulture. (http://lamar.colostate.edu/~samcox/BIBLIOGRAPHY.html, accessed 16 January 2003).

Crook J et al. (1992). *Guidelines for water reuse.* Cambridge, MA, Camp Dresser & McKee, Inc.

Cross P (1985). *Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture. Part I: Existing practices and beliefs in the utilization of human excreta.* Duebendorf, International Reference Centre for Waste Disposal (Report No. 04/85).

Curtis TP, Mara DD, Silva SA (1992). Influence of pH, oxygen & humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in waste stabilization pond water. *Applied and Environmental Microbiology*, 58(4):1335–1345.

Darrell V (2002). *Rule Development Committee issue research report draft, organic loading rates.* Tumwater, WA, Washington State Department of Health, Wastewater Management Program (http://www.doh.wa.gov/ehp/ts/WW/TechIssueReports/T-3a OrganicLoading-VSD.doc).

Day A, Tucker T (1977). Effects of treated wastewater on growth, fiber, protein and amino acid content of sorghum grains. *Journal of Environmental Quality*, 6(3):325–327.

Day A, Taher F, Katterman F (1975). Influence of treated municipal wastewater on growth, fibre, acid soluble nucleotide, protein and amino acid content in wheat grain. *Journal of Environmental Quality*, 4(2):167–169.

Degens B et al. (2000). Irrigation of an allophanic soil dairy factory effluent for 22 years: responses of nutrient storage and soil biota. *Australian Journal of Soil Research*, 38:25–35.

Downs T et al. (2000). Effectiveness of natural treatment in a wastewater irrigation district of the Mexico City region: a synoptic field survey. *Water Environment Research*, 72(1):4–21.

Drakatos P et al. (2002). Antagonistic action of Fe and Mn in Mediterranean-type plants irrigated with wastewater effluents following biological treatment. *International Journal of Environmental Studies*, 59(1):125–132.

Drewes JE, Heberer T, Reddersen K (2002). Fate of pharmaceuticals during indirect potable reuse. *Water Science and Technology*, 46(3):73–80.

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* [PhD thesis]. Wageningen, Wageningen University.

EcoSanRes (2005). *Closing the loop on phosphorus*. Stockholm, Stockholm Environment Institute, Ecological Sanitation Research Programme (EcoSanRes Fact Sheet 4).

Edwards P (1992). *Reuse of human wastes in aquaculture: a technical review.* Washington, DC, United Nations Development Programme, World Bank Water and Sanitation Program.

El-Gohary F et al. (1993). Assessment of the performance of oxidation pond system for wastewater reuse. *Water Science and Technology*, 27(9):115–123.

Elledge MF (2003). *Thematic overview paper: sanitation policies.* Delft, IRC International Water and Sanitation Centre (http://www.irc.nl/page/3273).

Engineering Science (1987). *Final report: Monterey wastewater reclamation study for agriculture.* Berkeley, CA, Engineering Science.

Ensink J, Simmons J, van der Hoek W (2004). Wastewater use in Pakistan: the cases of Haroonabad and Faisalabad. In: Scott CA, Faruqui NI, Raschid-Sally L, eds. *Wastewater use in irrigated agriculture: confronting the livelihood and environmental realities.* Wallingford, CAB International in association with the International Water Management institute and International Development Research Centre, pp. 91–102.

Ensink J et al. (2004). A nationwide assessment of wastewater use in Pakistan: an obscure activity or a vitally important one? *Water Policy*, 6:197–206.

Ensink J et al. (2005). High risk of hookworm infection among wastewater farmers in Pakistan. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 99:809–818.

EUREPGAP (2004). *Guideline: MRL, crop protection and water quality information sources.* Cologne, EUREPGAP (Code reference MRL 1.3GL).

Evans B (2004). *Whatever happened to sanitation? – Practical steps to achieving a core development goal.* Prepared for Norwegian Ministry of the Environment (http://www.dep.no/md/engelsk/csd12/topics/022021-990432).

FAO (2002). *Crops and drops: making the best use of water for agriculture.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Farid Met at. (1993). The impact of reuse of domestic wastewater from irrigation on groundwater quality. *Water Science and Technology*, 27(9):147–157.

Farooq S, Ansari ZI (1983). Water reuse in Muslim countries – an Islamic perspective. *Environmental Management*, 7(2):119–123.

Faruqui NI, Biswas AK, Bino MJ, eds. (2001). *Water management in Islam.* Ottawa, International Development Research Centre/United Nations University Press.

Faruqui N, Niang S, Redwood M (2004). Untreated wastewater reuse in market gardens: a case study of Dakar, Senegal. In: Scott CA, Faruqui NI, Raschid-Sally L, eds. *Wastewater use in irrigated agriculture: confronting the livelihood and environmental realities.* Wallingford, CAB International in association with the International Water Management Institute and International Development Research Centre, pp. 113–125.

Fattal B, Yekutiel P, Shuval HI (1986). Cholera outbreak in Jerusalem 1970, revisited: the evidence for transmission by wastewater irrigated vegetables. In: Goldsmith JR, ed. *Environmental epidemiology: epidemiological investigation of community environmental health problems.* Boca Raton, FL, CRC Press, pp. 49–59.

Fattal B, Lampert Y, Shuval H (2004). A fresh look at microbial guidelines for wastewater irrigation in agriculture: a risk-assessment and cost-effectiveness approach. In: Scott CA, Faruqui NI, Raschid-Sally L, eds. *Wastewater use in irrigated agriculture.* Wallingford, CAB International in association with the International Water Management Institute and International Development Research Centre, pp. 59–68.

Fattal B et al. (1985). Wastewater reuse and exposure to *Legionella* organisms. *Water Resources*, 19(6):693–696.

Fattal B et al. (1986). Health risks associated with wastewater irrigation: an epidemiological study. *American Journal of Public Health*, 76(8):977–979.

Fattal B et al. (1987). Viral antibodies in agricultural populations exposed to aerosols from wastewater irrigation during a viral disease outbreak. *American Journal of Epidemiology*, 125(1):899–906.

Feachem RG et al. (1983). *Sanitation and disease: health aspects of excreta and wastewater management.* Chichester, John Wiley & Sons (World Bank Studies in Water Supply and Sanitation 3).

Fedler J (1999). *Focus on Israel: Israel's agriculture in the 21st century.* Jerusalem, Israel Ministry of Foreign Affairs (http://www.mfa.gov.il/mfa/go.asp?MFAH00l70. accessed 26 February 2003).

Fewtrell L, Bartram J, eds. (2001). *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease.* London, IWA Publishing on behalf of the World Health Organization.

Fletcher E (2005). *Environment and health decision-making in a developing country context.* Geneva, World Health Organization/United Nations Environment Programme.

Foster S et al. (2004). *Urban wastewater as groundwater recharge – evaluating and managing the risks and benefits.* Washington, DC, World Bank (Briefing Note 12;

http://lnweb18.worldbank.org/ESSD/ardext.nsf/18ByDocName/BriefingNoteNo12UrbanwastewaterasGroundwaterRecharge–evaluatingandmanagingtherisksandbenefits283KB/$FILE/BriefingNote_12.pdf).

Friedel J et al. (2000). Effects of long-term wastewater irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and activities in Central Mexico. *Biology and Fertility of Soils*, 31:414–421.

Frost JA et al. (1995). An outbreak of *Shigella sonnei* infection associated with consumption of iceberg lettuce. *Emerging Infectious Diseases*, 1:26–29.

Future Harvest (2001). *Wastewater irrigation: economic necessity or threat to health and environment?* Consultative Group on International Agricultural Research (http://www.futureharvest.org/earth/wastewater.shtml, accessed 16 October 2001).

Gambrill MP (1990). *Physicochemical treatment of tropical wastewater* [PhD thesis). Leeds, University of Leeds, School of Civil Engineering.

Geldreich EE, Bordner RH (1971). Fecal contamination of fruits and vegetables during cultivation for processing and marketing: a review. *Journal of Milk and Food Technology*, 34:184–195.

Girovich MJ, ed. (1996). *Biosolids treatment and management: processes for beneficial use.* New York, Marcel Dekker, Inc. (Environmental Science and Pollution Control 18).

Gittinger JP (1982). *Economic analysis of agricultural projects.* Baltimore, MD, Johns Hopkins University Press.

Gleick PH (2000). *The world's water 2000–2001: the biennial report on freshwater resources.* Washington, DC, Island Press.

Grant SB et al. (1996). Prevalence of enterohemorrhagic *Escherichia coli* in raw and treated municipal sewage. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(9): 3466–3469.

Grimason AM et al. (1993). Occurrence and removal of *Cryptosporidium* spp oocysts and *Giardia* spp cysts in Kenyan waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 27(3–4):97–104.

Haas CN (1983). Estimation of risk due to low doses of microorganisms: a comparison of alternative methodologies. *American Journal of Epidemiology*, 118(4):573–582.

Haas CN, Rose JB, Gerba CP (1999). *Quantitative microbial risk assessment.* New York, John Wiley & Sons.

Haas CN et al. (1993). Risk assessment of virus in drinking water. *Risk Analysis*, 13(5): 545–552.

Habbari K et al. (2000). Geohelminth infections associated with raw wastewater reuse for agricultural purposes in Beni-Mallal, Morocco. *Parasitology International*, 48:249–254.

Harleman D, Murcott S (2001). An innovative approach to urban wastewater treatment in the developing world. In: *Water 21*, June issue. London, IWA Publishing, pp. 44–48.

Havelaar AH, Melse IM (2003). *Quantifying public health risk in the WHO guidelines for drinking-water quality: a burden of disease approach.* Bilthoven, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).

Heberer T, Reddersen K, Mechlinski A (2002). From municipal sewage to drinking water: fate and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment in urban areas. *Water Science and Technology*, 46(3):81–88.

Helmer R, Hespanhol I, eds. (1997). *Water pollution control – a guide to the use of water quality management principles.* London, E & FN Spon on behalf of the United

Nations Environment Programme, Water Supply and Sanitation Collaborative Council and the World Health Organization.

Hernandez F et al. (1997). Rotavirus and hepatitis A virus in market lettuce (*Lactuca sativa*) in Costa Rica. *International Journal of Food Microbiology*, 37:221–223.

Hinrichsen D, Robey B, Upadhyay UD (1998). *Solutions for a water-short world.* Baltimore, MD, Johns Hopkins University, School of Public Health (population Reports, Series M, No. 14).

Hopkins RJ et al. (1993). Seroprevalence of *Helicobacter pylori* in Chile: vegetables may serve as one route of transmission. *Journal of Infectious Diseases*, 168: 222–226.

Hurst CJ, Benton WH, Stetler RE (1989). Detecting viruses in water. *Journal of the American Water Works Association*, 8(9):71–80.

Intermediate Technology Consultants (2003). *Low cost micro-irrigation technologies for the poor.* Rugby, Intermediate Technology Consultants.

International Development Enterprises (2005). *Drip irrigation.* Lakewood, CO, IDE-International (http://www.ideorg.org/Page.asp?NavID=211).

IPCS (2002). *Global assessment of the state-of-the-science of endocrine disruptors.* Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety.

IPTRID (1999). *Poverty reduction and irrigated agriculture.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, International Programme for Technology and Research in Irrigation and Drainage (Issues Paper No. 1).

Israel Ministry of the Environment (2002). *Sewage and effluents: amount of raw sewage from treatment plants.* Jerusalem, Israel Ministry of the Environment (http://www.cbs.gov.il/shnaton53/st27_10.pdf. accessed 26 February 2003).

Israel Water Commission (2002). *Water production and consumption, by source and purpose.* Tel Aviv, Israel Water Commission (http://www.cbs.gov.il/shnaton53/st21_06.pdf, accessed 26 February 2003).

IWA Specialist Group (2000). *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation.* London, IWA Publishing (Scientific and Technical Report No. 8).

Jenkins MB et al. (2002). *Cryptosporidium parvum* oocyst inactivation in three soil types at various temperatures and water potentials. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(8):1101–1109.

Jiménez B (2003). Health risk in aquifer recharge with recycled water. In: Aertgeerts R, Angelakis A, eds. *State of the art report: health risks in aquifer recharge using reclaimed water.* Copenhagen, World Health Organization Regional Office for Europe, pp. 54–190 (Report No. EUR/03/5041122).

Jiménez B (2004). El Mezquital, Mexico: The biggest irrigation district that uses wastewater. In: Lazarova V, Bahri A, eds. *Water reuse/or irrigation: agriculture, landscapes, and turf grass.* Boca Raton, FL, CRC Press, 456 pp.

Jiménez B (2005). Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse: a case study in Mexico. *Journal of Irrigation and Drainage*, 54:1–11.

Jiménez B, Chávez A (1997). Treatment of Mexico City wastewater for irrigation purposes. *Environmental Technology*, 18:721–730.

Jiménez B, Chávez A (1998). Removal of helminth eggs in an advanced primary treatment with sludge blanket. *Environmental Technology*, 19:1061–1071.

Jiménez B, Chávez A (2002). Low cost technology for reliable use of Mexico City's wastewater for agricultural irrigation. *Environmental Technology*, 9(1–2): 95–108.

Jiménez B, Chávez A (2004). Quality assessment of an aquifer recharged with wastewater for its potential use as drinking source: "El Mezquital Valley" case. *Water Science and Technology*, 50(2):269–273.

Jiménez B et a1. (2001). The removal of a diversity of micro-organisms in different stages of wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 43(10):155–162.

Jiménez B, Siebe C, Cifuentes E (2004). [Intentional and non-intentional reuse of wastewater in the Tula Valley.] In: Jimenez B, Marin L, eds. [*The water in Mexico: a view from the Academy.*] Mexico City, Mexican Academy of Sciences, pp. 35–55 (in Spanish).

Juanicó M, Dor I (1999). *Hypertrophic reservoirs for wastewater storage and reuse: ecology, performance, and engineering design.* Heidelberg, Springer Verlag.

Juanicó M, Milstein A (2004). Semi-intensive treatment plants for wastewater reuse in irrigation. *Water Science and Technology*, 50(2):55–60.

Kapperud G et al. (1995). Outbreak of *Shigella sonnei* infection traced to imported iceberg lettuce. *Journal of Clinical Microbiology*, 33(3):609–614.

Karimi AA, Vickers JC, Harasick RF (1999). Microfiltration goes to Hollywood: the Los Angeles experience. *Journal of the American Water Works Association*, 91(6): 90–103.

Katzenelson E, Buiu I, Shuval HI (1976). Risk of communicable disease infection associated with wastewater irrigation in agricultural settlements. *Science*, 194: 944–946.

Kay M (2001). *Smallholder irrigation technology: prospects for sub-Saharan Africa.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, International Programme for Technology and Research in Irrigation and Drainage.

Khalil M (1931). The pail closet as an efficient means of controlling human helminth infections as observed in Tura prison, Egypt, with a discussion on the source of *Ascaris* infection. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology*, 25:35–62.

Khouri N, Kalbermatten J, Bartone CR (1994). *Reuse of wastewater in agriculture: a guide for planners.* Washington, DC, United Nations Development Programme/ World Bank Water and Sanitation Program (Water and Sanitation Report No.6).

Knobeloch L et al. (2000). Blue babies and nitrate-contaminated well water. *Environmental Health Perspectives*, 108(7):675–678.

Kosek M, Bern C, Guerrant RL (2003). La charge mondiale des maladies diarrhéiques, calculée d'après les résultats des études publiées entre 1992 et 2000. *Bulletin de l'Organisation mondiale de la Santé*, 81(3):197–204.

Krey W (1949). The Darmstadt ascariasis epidemic and its control. *Zeitschrift für Hygiene und Infektions Krankheiten*, 129:507–518.

Krishnamoorthi KP, Abdulappa MK, Anwikar AK (1973). Intestinal parasitic infections associated with sewage fann workers with special reference to helminths and protozoa. In: *Proceedings of symposium on environmental pollution.* Nagpur, Central Public Health Engineering Research Institute, pp. 347–355.

Landa H, Capella A, Jimenez B (1997). Particle size distribution in an effluent from an advanced primary treatment and its removal during filtration. *Water Science and Technology*, 36(4):159–165.

Lang MM, Harris LJ, Beuchat LR (2004). Survival and recovery of *Escherichia coli* O157:H7, *Salmonella*, and *Listeria monocytogenes* on lettuce and parsley as affected by method of inoculation, time between inoculation and analysis, and treatment with chlorinated water. *Journal of Food Protection*, 67:1092–1103.

Lazarova V et al. (2000). Wastewater disinfection by UV: evaluation of the MS2 phages as a biodosimeter for plant design. In: *Proceedings of the WateReuse Association symposium 2000, Napa, CA, 12–15 September.* Alexandria, VA, WateReuse Association (CD-ROM).

Leach L, Enfield C, Harlin C (1980). *Summary of long-term rapid infiltration system studies*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (EPA-600/2-80-165).

Lee S et al. (2004). Sorption behaviors of heavy metals in SAT (soil aquifer treatment) system. *Water Science and Technology*, 50(2):263–268.

Ling B (2000). Health impairments arising from drinking water polluted with domestic sewage and excreta in China. In: Chorus I et al., eds. *Water sanitation & health.* London, IWA Publishing, pp. 43–46.

Linnemann CC et al. (1984). Risk of infection associated with a wastewater spray irrigation system used for farming. *Journal of Occupational Medicine*, 26(1): 41–44.

Lipton M (1983). *Poverty, under-nutrition and hunger.* Washington, DC, World Bank (World Bank Staff Working Paper No. 597).

Ludwig HF et al. (2005). *Textbook of appropriate sewerage technologies for developing countries.* New Delhi, South Asian Publishers Pvt. Ltd.

Mansell J, Drewes J, Rauch T (2004). Removal mechanisms of endocrine disrupting compounds (steroids) during soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*, 50(2):229–237.

Mara DD (2004). *Domestic wastewater treatment in developing countries*. London, Earthscan Publications.

Mara DD, Silva SA (1986). Removal of intestinal nematode eggs in tropical waste stabilization ponds. *Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 89(2):71–74.

Mara DD et al. (1997). *Wastewater storage and treatment reservoirs in northeast Brazil.* Leeds, University of Leeds, School of Civil Engineering, Tropical Public Health Engineering (TPHE Research Monograph No. 12).

Marais GvR (1966). New factors in the design, operation and performance of waste stabilization ponds. *Bulletin of the World Health Organization*, 34:737–763.

Margalith M, Morag A, Fattal B (1990). Antibodies to polioviruses in an Israeli population and overseas volunteers. *Journal of Medical Virology*, 30:68–72.

Marten GC, Larson WE, Clapp CE (1980). Effects of municipal wastewater effluent on performance and feed quality of maize vs. reed canary grass. *Journal of Environmental Quality*, 9(1):137–141.

Mathers CD et al. (2002). *Global burden of disease 2000: Version* 2 *methods and results.* Geneva, World Health Organization.

Matsuno Y et al. (2004). Assessment of the use of wastewater for irrigation: a case in Punjab, Pakistan. In: Steenvoorden J, Endreny T, eds. *Wastewater re-use and groundwater quality.* Wallingford, International Association of Hydrological Sciences (IAHS Publication 285).

Mead PS et al. (1999). Food-related illness and death in the United States. *Emerging Infectious Diseases*, 5(5):607–625.

Metcalf & Eddy, Inc. (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*, 3rd ed. New York, McGraw-Hill.

Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*, 4th ed. New York, McGraw-Hill.

Mikkelsen R, Camberato J (1995). Potassium, sulfur, lime and micronutrient fertilizers. In: Rechcigl J, ed. *Soil amendments and environmental quality.* Chelsea, MI, Lewis Publishers.

Mills RA, Asano T (1998). Planning and analysis of wastewater reuse projects. In: Asano T, ed. *Wastewater reclamation and reuse.* Lancaster, PA, Technomic Publishing Company.

Mills WR et al. (1998). Groundwater recharge at the Orange County water district. In: Asano T, ed. *Wastewater reclamation and reuse.* Lancaster, PA: Technomic Publishing Company, pp. 1105–1142.

Monreal J (1993). *Estudio de caso de Chile: evolucion de la morbilidad entérica en Chile, luego de la aplicación de medidas de restricción de cultivas en zonas regadas con aguas servidas.* Paper presented at the World Health Organization / Food and Agriculture Organization / United Nations Environment Programme / United Nations Center for Human Settlements Workshop on Health, Agriculture and Environmental Aspects of Wastewater Use, Juitepec, Mexico, 8–12 November 1993.

Montresor A et al. (2002). *Helminth control in school-age children: a guide for managers of control programmes.* Geneva, World Health Organization, 64 pp.

Montresor A et al. (2005). *How to add deworming to vitamin A distribution.* Geneva, World Health Organization (Report No. WHO/CDS/CPE/PVC/2004.11).

Moore BE et al. (1988). Microbial characterization of municipal wastewater at a spray irrigation site: the Lubbock Infection Surveillance Study. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 60:1222–1230.

Morrissey S, Harleman D (1992). Retrofitting conventional primary treatment plants for chemically enhanced primary treatment in the USA. In: Klute R, Hahn H, eds. *Chemical water and wastewater treatment. II Proceedings of the 5th Gothenburg symposium.* Berlin, Springer-Verlag, pp. 401–416.

Moulton-Hancock C et al. (2000). *Giardia* and *Cryptosporidium* occurrence in groundwater. *Journal of the American Water Works Association*, 92(9):117–123.

Müller EE, Grabow WIK, Ehlers MM (2003). lmmunomagnetic separation of *Escherichia coli* O157:H7 from environmental and wastewater in South Africa. *Water SA*, 29(4):427–432.

Murray CJL, Acharya AK (1997). Understanding DALYs. *Journal of Health Economies*, 16:703–730.

Murray CJL, Lopez AD, eds. (1996). *The global burden of disease. Vol. 1*. Cambridge, MA, Harvard School of Public Health on behalf of the World Health Organization and the World Bank.

Najafi P, Mousavi S, Feizi M (2003). Effects of using treated municipal wastewater in irrigation of tomato. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 15(1): 65–67.

NAS, NAE (1972). *Water quality criteria.* Washington, DC, National Academy of Sciences and National Academy of Engineering, Commission on Water Quality Criteria.

National Research Council (1996). *Use of reclaimed water and sludge in food crop production.* Washington, DC, National Academy Press, pp. 64–65.

National Research Council (1998). *Issues in potable reuse: the viability of augmenting drinking water supplies with reclaimed water.* Washington, DC, National Academy Press.

Nativ R, Issar A (1988). Problems of an over-developed water-system – the Israeli case. *Water Quality Bulletin*, 13(4):126–131, 146.

NRMMC, EPHCA (2005). *National guidelines for water recycling: managing health and environmental risks.* Canberra, Natural Resource Management Ministerial Council and Environment Protection and Heritage Council of Australia.

Ongley ED (1996). *Control of water pollution from agriculture.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper 55).

Oragui JI et al. (1987). Removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, 19:569–573.

Oron G (1998). Water resources management and wastewater reuse for agriculture in Israel. In: Asano T, ed. *Wastewater reclamation and reuse.* Lancaster, PA, Technomic Publishing Company, pp. 757–778.

Oron G et al. (1991). Subsurface microirrigation with effluent. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 117(1):25–36.

Oron G et al. (1992). Effect of effluent quality and application method on agricultural productivity and environmental control. *Water Science and Technology*, 26(7–8): 1593–160l.

Ortega YR et al. (1997). Isolation of *Cryptosporidium parvum* and *Cyclospora cayetanensis* from vegetables collected from markets of an endemic region in Peru. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 57:683–686.

Pahren H et al. (1979). Health risks associated with land application of municipal sludge. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 51(11):2588–2601.

Parameswaran M (1999). Urban wastewater use. *Plant Biomass Production, Resources, Conservation and Recycling*, 27(1–2):39–56.

Peasey A (2000). *Human exposure to* Ascaris *infection through wastewater reuse in irrigation and its public health significance* [PhD thesis]. London, University of London.

Peasey A et al. (2000). *A review of policy and standards for wastewater reuse in agriculture: a Latin American perspective.* London, Water and Environmental Health at London and Loughborough (WELL Study No. 68, Part II; http://www.lboro.ac./uk/well/).

Pescod M (1992). *Wastewater treatment and use in agriculture.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper 47).

Peters R, Lee C, Bates D (1980). *Field investigations of overland flow treatment of municipal lagoon effluent.* Vicksburg, MS, United States Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station.

Petterson SA, Ashbolt NJ (2003). *WHO guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture: microbial risk assessment section.* Geneva, World Health Organization (unpublished document, available upon request from WHO, Geneva).

Petterson SR, Teunis PFM, Ashbolt NJ (2001a). Modeling virus inactivation on salad crops using microbial count data. *Risk Analysis,* 21: 1097–1107.

Petterson SR, Ashbolt NJ, Sharma A (2001 b). Microbial risks from wastewater irrigation of salad crops: a screening-level risk assessment. *Water Environment Research*, 72(6):667–672; Errata: *Water Environment Research*, 74(4):411.

Pettygrove GS, Asano T (1985). *Irrigation with reclaimed municipal wastewater – a guidance manual.* Chelsea, MI, Lewis Publishers.

Phene CJ, Ruskin R (1989). *Nitrate management of wastewater with subsurface drip irrigation.* Corte Madera, CA, Geoflow Inc. (http://www.Geoflow.com).

Polak P, Nanes B, Adhikari D (1997). A low cost drip irrigation system for small farmers in developing countries. *Journal of the American Water Resources Association*, 33(1):119–124.

Porter B et al. (1984). An outbreak of shigellosis in an ultra-orthodox Jewish community. *Social Science and Medicine*, 18(12): 1061–1062.

Postel S (2001). Growing more food with less water. *Scientific American*, February 2001:34–37.

Prüss A, Havelaar A (2001). The global burden of disease study and applications in water, sanitation, and hygiene. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease.* London, IWA Publishing on behalf of the World Health Organization.

Raschid-Sally L, van der Hoek W, Ranawaka M, eds. (2001). *Wastewater reuse in agriculture in Vietnam: water management, environment and human health aspects.* Proceedings of a workshop held in Hanoi, Viet Nam. Battaramulla, International Water Management Institute (Working Paper 30).

Rashed M et al. (1995). Monitoring of groundwater in Gabal el Asfar wastewater irrigated area (Greater Cairo). *Water Science and Technology*, 32(11):163–169.

Reed S, Thomas R, Kowal N (1980). Long term land treatment, are there health or environmental risks? In: *Proceedings of the ASCE national convention, Portland, OR.* Reston, VA, American Society of Civil Engineers.

Rivera F et al. (1995). Removal of pathogens from wastewater by the root zone method (RZM). *Water Science and Technology*, 32(3):211–218.

Rizo-Pombo JH (1996). The Colombian ASAS system. In: Mara DD, ed. *Low-cost sewerage.* Chichester, John Wiley & Sons.

Robertson LJ, Campbell AT, Smith HV (1992). Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts under various environmental pressures. *Applied and Environmental Microbiology*, 58(11):3494–3500.

Robinson KG, Robinson CH, Hawkins SA (2005). Assessment of public perception regarding wastewater reuse. *Water Science and Technology*, 5(1):59–65.

Rojas-Valencia N et al. (2004). Ozonation by-products issued from the destruction of micro-organisms present in wastewaters treated for reuse. *Water Science and Technology*, 50(2):187–193.

Rose JB, Gerba CP (1991). Use of risk assessment for development of microbial standards. *Water Science and Technology*, 24(2):29–34.

Rose JB et al. (1996). Removal of pathogenic and indicator micro-organisms by a full-scale water reclamation facility. *Water Resources*, 30(11):2785–2797.

Rose JB et al. (1997). Evaluation of microbiological barriers at the Upper Occoquan Sewage Authority. In: *Water reuse conference proceedings*, *25–28 February 1996, San Diego, CA*. Denver, CO, American Water Works Association, pp. 291–305.

Sagik BP, Moor BE, Sorber CA (1978). Infectious disease potential of land application of wastewater. In: *State of knowledge in land treatment of wastewater. Vol. 1. Proceedings of an international symposium.* Hanover, NH, United States Army Corps of Engineers, Cold Regions Research and Engineering Laboratory.

Sala L, Serra M (2004). Towards sustainability in water recycling. *Water Science and Technology*, 50(2):1–8.

Schaefer ML et al. (2004). Biological diversity versus risk for mosquito nuisance and disease transmission in constructed wetlands in southern Sweden. *Medical and Veterinary Entomology*, 18(3):256–261.

Schwartzbrod J et al, (1989). Impact of wastewater treatment on helminth eggs. *Water Science and Technology*, 21(3):295–297.

Scott CA, Zarazua JA, Levine G (2000). *Urban-wastewater reuse for crop production in the water-short Guanajuato River basin, Mexico.* Colombo, International Water Management Institute (Research Report 41).

Seabrook BL (1975). *Land application of wastewater in Australia.* Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (EPA-430/9-75-017).

Sehgal R, Mahajan RC (1991). Occupational risks in sewage workers. *The Lancet*, 338:1404–1406.

Shahalam A, Abuzahra B, Jaradat A (1998). Wastewater irrigation effect on soil, crop and environment – a pilot scale study at Irbid, Jordan. *Water, Air, and Soil Pollution*, 106(3–4):425–445.

Sheikh B, Cooper RC, Israel KE (1999). Hygienic evaluation of reclaimed water used to irrigate food crops – a case study. *Water Science and Technology*, 40(4–5): 261–267.

Shende GB et al. (1985). Status of wastewater treatment and agricultural reuse with special reference to Indian experience and research and development needs. In: Pescod MS, Arar A, eds. *Treatment and use of sewage effluent for irrigation.* London, Butterworths, pp. 185–209.

Shiklomanov IA (1998). *Assessment of water resources and water availability in the world.* New York, United Nations (Report for the Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World).

Shuval HI (1993). Investigation of typhoid fever and cholera transmission by raw wastewater irrigation in Santiago, Chile. *Water Science and Technology*, 27(3–4): 167–174.

Shuval HI, Lampert Y, Fattal B (1997). Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. *Water Science and Technology*, 35(11–12):15–20.

Shuval HI, Yekutiel P, Fattal B (1984). Epidemiological evidence for helminth and cholera transmission by vegetables irrigated with wastewater: Jerusalem – a case study. *Water Science and Technology*, 17:433–442.

Shuval HI et al. (1986). *Wastewater irrigation in developing countries: health effects and technical solutions.* Washington, DC, World Bank (Technical Paper No. 51).

Shuval HI et al. (1989). Transmission of enteric disease associated with wastewater irrigation: a prospective epidemiological study. *American Journal of Public Health*, 79(7):850–852.

Sidle RC, Hook JE, Kardos LT (1976). Heavy metal application and plant uptake in a land disposal system for wastewater. *Journal of Environmental Quality*, 5(1): 97–102.

Siebe C (1998). Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through long-term irrigation with untreated sewage effluent in Mexico. *Soil Use and Management*, 13:1–5.

Siebe C, Fischer W (J 996). Effect of long term irrigation with untreated sewage effluents on soil properties and heavy metals absorption of leptosols and vertisols in Central Mexico. *Pflanzenernahrsm Bodenk*, 159:357–364.

Silva-Ochoa P, Scott CA (2004). Treatment plant effects on wastewater irrigation benefits: revisiting a case study in the Guanajuato River Basin, Mexico. In: Scott CA, Faruqui NI, Raschid-Sally L, eds. *Wastewater use in irrigated agriculture: confronting the livelihood and environmental realities.* Wallingford, CAB International in association with the International Water Management Institute and International Development Research Centre.

Simmons RW, Pongsakul P (2002). Toward the development of an effective sampling protocol to "rapidly" evaluate the distribution of Cd in contaminated, irrigated rice-based agricultural systems. In: Kheoruenromne I, ed. *Transactions of the 17th world congress of soil science, Bangkok, 14–21 August 2002.* Vienna, International Union of Soil Science.

Sleigh PA, Mara DD (2003). *Monte Carlo program for estimating disease risks in wastewater reuse.* Leeds, University of Leeds, Water & Environmental Engineering Research Group, Tropical Public Health Engineering (http://www.efm.leeds.ac.uk/CIVE/MCarlo).

Smit J, Nasr J (1992). Urban agriculture for sustainable cities: using wastes and idle land and water bodies as resources. *Environment and Urbanization*, 4(2):141–152.

Sobsey M (1989). Inactivation of health-related micro-organisms in water by disinfection processes. *Water Science and Technology*, 21(3):179–195.

Solomon EB, Varon S, Matthews KR (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*, 68(1):397–400.

Squire L, Van Der Tak HG (1975). *Economic analysis of projects.* Baltimore, MD, Johns Hopkins University Press.

Srivastava VK, Pandey GK (1986). Parasitic infestation in sewage farm workers. *Indian Journal of Parasitology*, 10(2):193–194.

State of California (2001). *California Code of Regulations, Title 22, Division 4, Chapter 3: Water recycling criteria (Sections 60301–60357).* Sacramento, CA, Office of Administrative Law.

Steen I, Agro K (1998). Phosphorus availability in the 21st century: management of a nonrenewable resource. *Journal of Phosphorus and Potassium*, 217 (http://www.nhm.ac.uk/research-curation/departments/mineralogy/research-groups/phosphate-recovery/p&k217/steen. htm).

Stephenson T et al. (2000). *Membrane bioreactors for wastewater treatment.* London, IWA Publishing.

Stine SW et al. (2005). Application of microbial risk assessment to the development of standards for enteric pathogens in water used to irrigate fresh produce. *Journal of Food Protection*, 68(5):913–918.

Stott R et al. (1994). *An experimental evaluation of potential risks to human health from parasitic nematodes in wastewaters treated in waste stabilization ponds and used for crop irrigation.* Leeds, University of Leeds, Department of Civil Engineering, Tropical Public Health Engineering (TPHE Research Monograph No. 6).

Strauss M (1985). Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture – Part II: Survival of excreted pathogens in excreta and faecal sludges. *IRCWD News,* 23:4–9. Duebendorf, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG) / Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC).

Strauss M (1996). Health (pathogen) considerations regarding the use of human waste in aquaculture. *Environmental Research Forum*, 5–6:83–98.

Strauss M (2000). *Human waste (excreta and wastewater) reuse.* Prepared for the ETC/Swedish International Development Agency Bibliography on Urban Agriculture. Duebendorf, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG) / Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC) (http://www.sandec.ch/UrbanAgriculture/documents/reuse_health/Human_waste_use_ETC_SIDA_UA_bibl.pdf).

Sturbaum GD et al. (1998). Detection of *Cyclospora cayetanensis* in wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(4):2284–2286.

Tanaka H et al. (1998). Estimating the safety of wastewater reclamation and reuse using enteric virus monitoring data. *Water Environment Research*, 70(1):39–51.

Tanji KK, Kielen NC (2002). *Agricultural drainage water quality management in arid and semi-arid areas*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper No. 61).

Taylor HD et al. (1995). Drip irrigation with waste stabilization pond effluents: solving the problem of emitter fouling. *Water Science and Technology*, 31(12):417–424.

TDR (2004). *TDR diseases.* Geneva, World Health Organization, Special Programme for Research and Training in Tropical Diseases (http://www.who.int/tdr/diseases).

Tiessen H, ed. (1995). *Phosphorus in the global environment: transfers, cycles and management.* New York, John Wiley and Sons (SCOPE 54).

Trang DT et al. (in press) Risks for helminth parasite infection among farmers working with wastewater-fed rice culture in Narn Dinh, Vietnam. *Journal of Water and Health.*

UKWIR (2005). *Framework for developing water reuse criteria with reference to drinking-water supplies.* London, United Kingdom Water Industry Research Limited (UKWIR Report Reference No. 05/WR/29101).

United Nations General Assembly (2000). *United Nations Millennium Declaration. Resolution A/RES/55/2.* New York, United Nations (http://www.un.org/millennium/declaration/ares552e.pdt).

United Nations Population Division (2000). *World population nearing* 6 *billion, projected close to* 9 *billion by 2050.* New York, United Nations Population Division, Department of Economic and Social Affairs (http://www.un.org/esa/population/unpop.htm).

United Nations Population Division (2002). *World urbanization prospects: the 2001 revision.* New York, United Nations Population Division, Department of Economic and Social Affairs (http://www.un.org/esa/population/publications/wup2001/WUP2001report.htm).

USEPA (1981). *Land treatment of municipal wastewater.* Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (EPA 625/1-81/013).

USEPA (1990). National sewage sludge survey: availability of information and data and anticipated impacts on proposed regulations; Proposed Rule 40 CFR Part 503. *Federal Register*, 55:47210–47283.

USEPA (1992). *Technical support document for land application of sewage sludge.* Prepared for Office of Water, United States Environmental Protection Agency, by Eastern Research Group, Lexington, MA.

USEPA, USAID (1992). *Guidelines for water reuse.* Washington, DC, United States Environmental Protection Agency and United States Agency for International Development (Technical Report No. 81).

van der Hoek W et al. (2005). Skin diseases among people using urban wastewater in Phnom Penh. *Urban Agriculture Magazine*, 14:30–31.

Vaz da Costa Vargas S, Bastos RKX, Mara DD (1996). *Bacteriological aspects of wastewater irrigation.* Leeds, University of Leeds, Department of Civil Engineering, Tropical Public Health Engineering (TPHE Research Monograph No. 8).

Victorian Government Department of Sustainability and Environment (2004). *Framework for mosquito management in Victoria; a bibliography.* Melbourne.

von Sperling M, Chernicharo CAL (2005). *Biological wastewater treatment in warm climate regions.* London, IWA Publishing.

von Sperling M, Fattal B (2001). Implementation of guidelines: some practical aspects. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease.* London, IWA Publishing on behalf of the World Health Organization, pp. 361–376.

von Sperling M, Bastos RKX, Kato MT (2004). *Removal of* E. coli *and helminth eggs in UASB-polishing pond systems.* Paper presented at the 6th International Water Association international conference on waste stabilization ponds, Avignon, 27 September–1 October.

von Sperling M,et al. (2003). Evaluation and modelling of helminth egg removal in baffled and unbaffled ponds treating anaerobic effluent. *Water Science and Technology*, 48(2):113–120.

von Westarp S, Chieng S, Schreier H (2004). A comparison between low-cost drip irrigation, conventional drip irrigation and hand watering in Nepal. *Agricultural Water Management*, 64:143–160.

Wang G, Zhao R, Doyle MP (1996). Fate of enterohemorrhagic *Escherichia coli* O157:H7 in bovine faeces. *Applied Environmental Microbiology*, 62:2567–2570.

Ward BK, Irving LG (1987). Virus survival on vegetables spray-irrigated with wastewater. *Water Resources*, 21:57–63.

Ward RL et al. (1989). Effect of wastewater spray irrigation on rotavirus infection rates in an exposed population. *Water Research*, 23(12):1503–1509.

Warner W (2000). The influence of religion on wastewater treatment: a consideration for sanitation experts. *Water*, 21:11–13.

Warnes S, Keevil CW (2003). *Survival of* Cryptosporidium parvum *in faecal wastes and salad crops.* Carlow, Teagasc Irish Agriculture and Food Development Authority (http://www.teagasc.ie/publications/2003/conferences/cryptosporidiumparvum).

Weber B, Juanicó M (2004). Salt reduction in municipal sewage allocated for reuse: the outcome of a new policy in Israel. *Water Science and Technology*, 50(2):17–22

WEF (1996). *Wastewater disinfection.* Alexandria, VA, Water Environment Federation (Manual of Practice No. FD-10).

Westcot DW (1997a). *Quality control of wastewater for irrigated crop production.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (Water Report 10).

Westcot DW (1997b). *Drainage water quality.* In: Madramootoo CA, Johnston WR, Williardson LS, eds. *Management of agricultural drainage water quality.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (Water Report 13).

WHO (1973). *Reuse of effluents: Methods of wastewater treatment and health safeguards. Report of a WHO Meeting of Experts.* Geneva, World Health Organization (Technical Report Series No. 517).

WHO (1975). *Health effects relating to direct and indirect re-use of waste water for human consumption. Report of an international working meeting held in Amsterdam, 13–16 January 1975.* Geneva, World Health Organization, 164 pp. (Technical Paper No. 7).

WHO (1988). *Environmental management for vector control.* Geneva, World Health Organization.

WHO (1989). *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture.* Geneva, World Health Organization (Technical Report Series No. 776).

WHO (1992). *Cadmium – environmental aspects.* Geneva, World Health Organization, 156 pp. (Environmental Health Criteria 135).

WHO (1999). *Food safety issues associated with products from aquaculture: report of a joint FAO/NACA/WHO study group.* Geneva, World Health Organization (WHO Technical Report Series No. 883).

WHO (2000a). *Bench aids for the diagnosis of intestinal parasites.* Geneva, World Health Organization.

WHO (2000b). *Human health and dams, the World Health Organization's submission to the World Commission on Dams (WCD).* Geneva, World Health Organization (Document WHO/SDE/WSH/00.01).

WHO (2000c). Hepatitis A vaccines. *Weekly Epidemiological Record*, 75(5):38–44.

WHO (2000d). *Turning the tide of malnutrition: responding to the challenge of the 21st century.* Geneva, World Health Organization (Report No. WHO/NHD/00.7).

WHO (2001a). *Health impact assessment: harmonization, mainstreaming and capacity building; report of a WHO inter-regional meeting and a partnership meeting held at Esami, Arusha, Tanzania, 31 October–3 November 2000.* Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/01.07).

WHO (2001b). *Depleted uranium: sources, exposure and health effects.* Geneva, World Health Organization (Report No. WHO/SDE/PHE/01.1).

WHO (2002). *Schistosomiase et géohelminthiases : prévention et lutte : rapport d'un Comité d'experts de l'OMS.* Genève, Organisation mondiale de la Santé (OMS, Série de Rapports techniques, N° 912.

WHO (2003a). *Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 1. Coastal and fresh waters.* Geneva, World Health Organization.

WHO (2003b). *Rapport s9ur la santé dans le monde, 2003 – Façonner l'avenir.* Genève, Organisation mondiale de la Santé.

WHO (2003c). *Typhoid vaccine. Fact sheet.* Geneva, World Health Organization (http://www.who.int/vaccines/en/typhoid.shtml).

WHO (2004a). *Guidelines for drinking-water quality*, 3rd ed. Geneva, World Health Organization.

WHO (2004b). *Rapport sur la santé dans le monde, 2004 – Changer le cours de l'histoire.* Genève, Organisation mondiale de la Santé.

WHO (2005). *Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 2. Swimming pools and similar recreational water environments.* Geneva, World Health Organization.

World Food Programme (1995). *World Food Programme mission statement.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Yates MV, Gerba CP (1998). Microbial considerations in wastewater reclamation and reuse. In: Asano T, ed. *Wastewater reclamation and reuse.* Lancaster, PA, Technomic Publishing Company, pp. 437–488.

Yuan Y (1993). Etiological study of high stomach cancer incidence among residents in wastewater irrigated areas. *Environmental Protection Science*, 19(1):70–73.

Annexe 1
Bonnes pratiques d'irrigation

A1.1 Introduction

Outre l'atténuation des éventuels effets sanitaires associés à l'utilisation d'eaux usées en agriculture, l'application des bonnes pratiques d'irrigation vise à garantir de bons rendements agricoles et à réduire le plus possible les risques environnementaux. Les pratiques d'irrigation avec des eaux usées sont analogues aux pratiques d'irrigation avec d'autres sources d'eau et dépendent des conditions locales, et notamment du climat, des propriétés physiques et chimiques du sol, des conditions de drainage et de la tolérance aux sels des cultures à produire. Les bonnes pratiques d'irrigation sont variables, mais reposent en principe sur les paramètres suivants :

- quantité d'eau,
- qualité de l'eau,
- caractéristiques du sol (infiltration, drainage),
- sélection des cultures,
- techniques d'irrigation (voir présentation au chapitre 5),
- lixiviation,
- pratiques de gestion.

Le présent chapitre envisage brièvement l'ensemble de ces paramètres. Pour un examen plus approfondi de ces thèmes, le lecteur se référera à Tanji & Kielen (2002), Pescod (1992) et Ayers & Westcot (1985).

A1.2 Quantité d'eau

La quantité d'eau disponible pour l'irrigation détermine in fine les types de cultures et de techniques d'irrigation praticables. La majeure partie de l'eau appliquée sur les cultures est perdue par évapotranspiration au niveau des surfaces végétales. Par conséquent, la quantité d'eau nécessaire pour les cultures est habituellement égale à celle perdue par évapotranspiration. Les besoins dus à l'évapotranspiration dépendent dans une large mesure de facteurs agricoles et climatiques et peuvent donc être estimés à partir des données météorologiques locales (Allen et al., 1998). La FAO a mis au point un programme informatique (CROPWAT) pour aider les agriculteurs à déterminer les besoins en eau des cultures à partir de facteurs climatiques (Pescod, 1992). Le programme CROPWAT est disponible sur le site http://www.fao.org/landandwater/aglw/cropwat.stm. La quantité d'eau nécessaire devra être ajustée en fonction de la pluviosité, des besoins imposés par la lixiviation, des pertes à l'épandage et d'autres facteurs encore (Pescod, 1992).

Les cultures présentent des sensibilités diverses à l'apport hydrique. Les arachides (cacahouètes) et le safran sont peu sensibles à l'apport hydrique, tandis que le riz et la banane le sont beaucoup. Pour des informations plus détaillées sur les besoins en eau et les sensibilités à l'apport hydrique de différentes cultures, voir Pescod (1992).

A1.3 Qualité de l'eau

Il est fréquent que les limites imposées aux concentrations dans les eaux usées de nombreux produits chimiques soient conditionnées par les besoins des cultures, plutôt que par des préoccupations sanitaires (voir Tableau A1.1). Les nutriments que contiennent ces eaux (azote, potassium, phosphore, zinc, bore et soufre, par exemple) doivent être présents à des concentrations appropriées, faute de quoi ils peuvent être préjudiciables aux cultures et/ou à l'environnement. Par exemple, les eaux usées renferment souvent de

Tableau A1.1 Qualité de l'eau servant à l'irrigation

Paramètre		Unité	Degré de restriction imposé à l'utilisation		
			Aucun	Faible à modéré	Important
Salinité, EC_w[a]		dS/m	<0.7	0.7–3.0	>3.0
TDS		mg/l	<450	450–2000	>2000
TSS		mg/l	<50	50–100	>100
SAR[b]	0–3	meq/l	>0.7 EC_w	0.7–0.2 EC_w	<0.2 EC_w
SAR	3–6	meq/l	>1.2 EC_w	1.2–0.3 EC_w	<0.3 EC_w
SAR	6–12	meq/l	>1.9 EC_w	1.9–0.5 EC_w	<0.5 EC_w
SAR	12–20	meq/l	>2.9 EC_w	2.9–1.3 EC_w	<1.3 EC_w
SAR	20–40	meq/l	>5.0 EC_w	5.0–2.9 EC_w	<2.9 EC_w
Sodium (Na^+)	Irrigation par aspersion	meq/l	<3	>3	
Sodium (Na^+)	Irrigation superficielle	meq/l	<3	3–9	>9
Chlorure (Cl^-)	Irrigation par aspersion	meq/l	<3	>3	
Chlorure (Cl^-)	Irrigation superficielle	meq/l	<4	4–10	>10
Chlore (Cl_2)	Total résiduel	mg/l	<1	1–5	>5
Bicarbonate (HCO_3^-)		mg/l	<90	90–500	>500
Bore (B)		mg/l	<0.7	0.7–3.0	>3.0
Sulfure d'hydrogène (H_2S)		mg/l	<0.5	0.5–2.0	>2.0
Fer (Fe)	Irrigation par goutte-à-goutte	mg/l	<0.1	0.1–1.5	>1.5
Manganèse (Mn)	Irrigation par goutte-à-goutte	mg/l	<0.1	0.1–1.5	>1.5
Azote total (AT)		rng/l	<5	5–30	>30
pH			Plage normale : 6,5–8		
Éléments traces (voir Tableau A1.2)					

TDS : matières solides dissoutes totales ; TSS : matières solides en suspension totales.
Sources : Ayers & Westcot (1985) ; Pescod (1992) ; Asano & Levine (1998).
[a] EC_w : conductivité électrique moyenne en déciSiemens par mètre à 25°C.
[b] SAR : taux d'adsorption moyen du sodium ([meq/$l^{1/2}$] ; voir partie A1.5.

fortes concentrations d'azote. Or, si les végétaux ont besoin d'azote pour se développer, une quantité excessive de cet élément peut stimuler exagérément la croissance, retarder la maturité et donner des produits de piètre qualité. Les besoins en azote des plantes varient selon leur stade de croissance. Dans les premiers stades de leur développement, les végétaux peuvent nécessiter d'importantes quantités d'azote (au tout début, les besoins en azote peuvent être très élevés, mais les plants sont trop petits pour assimiler utilement la quantité appliquée), mais par la suite, aux stades de la floraison et de la formation des fruits, ces besoins chutent. Dans certains cas, il peut être nécessaire d'ajuster la teneur en azote en mélangeant divers approvisionnements en eau (Ayers & Westcot, 1985). Il est également important de limiter la lixiviation des nitrates vers les approvisionnements en eaux souterraines, phénomène qui peut présenter des risques sanitaires pour les consommateurs d'eau de boisson (voir chapitre 3).

Les teneurs en chlorure de sodium, en bore et en sélénium doivent être suivies de près. De nombreux végétaux sont sensibles à ces substances. On trouve fréquemment du bore dans les eaux usées car cet élément est utilisé dans les détergents ménagers. De nombreux arbres fruitiers (citronniers, arbres porteurs de fruits à noyau) ont une croissance perturbée en présence de bore dans l'eau, même à faible concentration (Ayers & Westcot, 1985). Le sélénium peut être toxique pour les plantes à très basse concentration et s'accumuler dans les tissus végétaux jusqu'à atteindre des niveaux toxiques – par exemple, dans la luzerne fourragère (Tanji & Kielen, 2002). On peut faire baisser les concentrations de ces éléments dans l'eau d'irrigation en mélangeant plusieurs approvisionnements en eau si l'on en dispose. Se référer au chapitre 6 de la Publication FAO 61, pour plus de précisions concernant le mélange d'approvisionnements en eau en vue de l'irrigation (Tanji & Kielen, 2002).

La qualité de l'eau est aussi un facteur à prendre en compte dans le choix de la méthode d'irrigation. Par exemple, l'irrigation par aspersion avec une eau renfermant des concentrations relativement élevées d'ions sodium ou chlorure peut endommager les feuilles de cultures sensibles, en particulier lorsque les conditions climatiques favorisent l'évaporation (températures élevées et faible degré d'humidité) (Ayers & Westcot, 1985). Les cultures subissent des dommages analogues lorsqu'on pulvérise directement sur leurs feuilles des eaux usées contenant de fortes teneurs en chlore résiduel (>5 mg/l) (Asano & Levine, 1998).

D'autres substances toxiques très diverses peuvent être présentes, notamment des métaux lourds, du fait de l'afflux d'effluents industriels dans le courant d'eaux usées municipales (Pescod, 1992). Certaines de ces substances sont éliminables par les procédés de traitement lorsqu'ils existent, mais d'autres restent présentes en quantités suffisantes pour être toxiques à l'égard des cultures. Dans les cas où des effluents industriels sont rejetés dans le courant général d'eaux usées et lorsque les cultures manifestent des signes de toxicité due à des éléments traces, il peut être nécessaire d'analyser l'eau et le sol à la recherche de ces éléments. Les métaux lourds sont habituellement fixés sur la matrice du sol et ont tendance à n'avoir de mobilité que dans les couches de sol les plus proches de la surface. Lorsqu'on épand de l'eau contenant des éléments traces toxiques sur des cultures, ces éléments peuvent se concentrer dans le sol à mesure que l'eau se perd dans l'atmosphère (Tanji & Kielen, 2002). Le Tableau A1.2 indique les seuils de toxicité à l'égard des végétaux pour une série d'éléments traces.

A1.4 Caractéristiques du sol

Infiltration dans le sol

Le taux d'infiltration dans le sol détermine la quantité d'eau qui atteindra la zone des racines et parviendra finalement par percolation dans le sous-sol. Ce taux dépend de la texture, de la structure et de la stabilité structurelle du sol. Le taux d'infiltration dépend également de la salinité de l'eau et du taux d'adsorption du sodium (SAR) dans le sol (voir Tableau A1.1). Le SAR mesure le rapport de la concentration d'ions sodium à la somme des concentrations d'ions calcium et magnésium dans le sol. Il peut être calculé par la formule suivante :

$$SAR = Na^{+}/[(Ca^{++} + Mg^{++})/2]^{1/2}$$

dans laquelle les concentrations d'ions Na, Ca et Mg sont exprimées en meq/l.

L'eau dont la salinité est faible (<0,5 dS/m) entraîne par lixiviation les minéraux et les sels solubles. Si le calcium est lixivié, une déstabilisation de la structure du sol peut

Tableau A1.2 Seuils de toxicité des éléments traces pour la production agricole

Élément		Concentration maximale recommandéea (mg/l)	Remarques
Al	Aluminium	5.0	Peut être à l'origine d'une absence de productivité des sols acides (pH < 5,5), mais des sols plus alcalins (pH > 7,0) précipitent l'ion aluminium et éliminent toute toxicité.
As	Arsenic	0.10	Seuil de toxicité pour les végétaux très variable et allant de 12 mg/l pour l'herbe du Soudan à moins de 0,05 mg/l pour le riz.
Be	Béryllium	0.10	Seuil de toxicité pour les végétaux très variable et allant de 5 mg/l pour le chou frisé à moins de 0,5 mg/l pour les haricots nains.
Cd	Cadmium	0.01	Toxicité pour les haricots, les betteraves et les navets dès 0,1 mg/l dans les solutions de nutriments. Des limites conservatives sont recommandées en raison du potentiel d'accumulation de ce métal dans les végétaux et les sols jusqu'à atteindre des concentrations potentiellement nocives pour l'homme.
Co	Cobalt	0.05	Toxique pour les plants de tomate à la concentration de 0,1 mg/l dans la solution de nutriments. Tendance à l'inactivation par les sols neutres ou alcalins.
Cr	Chrome	0.10	N'est généralement pas reconnu comme un élément essentiel à la croissance. Des limites conservatives sont recommandées en raison du manque de connaissance concernant sa toxicité pour les végétaux.
Cu[b]	Cuivre	0.20	Toxicité pour un certain nombre de végétaux à une concentration de 0,1–1,0 mg/l dans les solutions de nutriments.
F	Fluorure	1.0	Inactivation par les sols neutres ou alcalins.
Fe[b]	Fer	5.0	Pas de toxicité pour les végétaux dans les sols aérés, mais peut contribuer à l'acidification du sol et à la diminution de la disponibilité des éléments essentiels phosphore et molybdène. Sa pulvérisation aérienne peut entraîner des dépôts disgracieux sur les végétaux, les équipements et les bâtiments.
Li	Lithium	2.5	Tolérance par la plupart des cultures jusqu'à 5 mg/l ; mobilité dans les sols. Toxicité pour les citronniers à faible concentration (<0,075 mg/l). Action similaire à celle du bore.
Mn[b]	Manganèse	0.20	Toxicité pour un certain nombre de cultures à une concentration de quelques dizaines à quelques milligrammes par litre, mais seulement dans les sols acides en général.
Mo	Molybdène	0.01	Pas de toxicité pour les végétaux à une concentration normale dans le sol ou l'eau. Toxicité potentielle pour le bétail dont le fourrage est cultivé sur des sols renfermant de fortes concentrations de molybdène disponible.

Tableau A1.2 (suite)

Élément		Concentration maximale recommandéea (mg/l)	Remarques
Ni	Nickel	0.20	Toxicité pour un certain nombre de végétaux à une concentration de 0,5–1,0 mg/l ; toxicité moindre lorsque le pH est neutre ou alcalin.
Pd	Plomb	5.0	Inhibition de la croissance des cellules végétales pour de très faibles concentrations.
Se	Sélénium	0.02	Toxicité pour les végétaux dès 0,025 mg/l et toxicité pour le bétail dont le fourrage est cultivé sur des sols présentant des concentrations relativement élevées de sélénium ajouté. Élément essentiel pour les animaux, mais à très faible concentration.
V	Vanadium	0.10	Toxicité pour de nombreux végétaux à des concentrations relativement faibles.
Zn[b]	Zinc	2.0	Toxicité pour de nombreux végétaux à des concentrations très variables ; toxicité réduite à pH > 6,0 et dans les sols à texture fine ou organiques.

Source : adapté de Ayers & Westcot (1985) ; Pescod (1992).

[a] La concentration maximale repose sur un taux d'épandage de l'eau compatible avec les bonnes pratiques agricoles (5000–10 000 m^3/ha et par an). Si le taux d'épandage de l'eau dépasse fortement ce niveau, les concentrations maximales doivent être ajustées en conséquence. Aucun ajustement n'est à pratiquer pour des taux d'épandage <10 000 m^3/ha et par an. Les valeurs indiquées s'appliquent à l'utilisation d'eau en continu sur un site unique.

[b] Une action synergique de Cu et Zn et une action antagoniste de Fe et Mn dans l'absorption et la tolérance des métaux par certaines espèces végétales après irrigation par des eaux usées ont été rapportées. Si l'eau d'irrigation contient d'importantes concentrations de Cu et Zn, les concentrations de Cu dans les tissus peuvent augmenter fortement. Si des végétaux sont irrigués avec de l'eau contenant une concentration importante de Mn, l'absorption de ce métal par ces végétaux peut augmenter et provoquer une baisse considérable de teneur en Fe des tissus végétaux. Généralement, les concentrations métalliques dans les tissus végétaux augmentent avec les concentrations des métaux considérés dans l'eau d'irrigation Les concentrations dans les racines sont habituellement plus élevées que dans les feuilles (Drakatos, Kalavrouziotis & Drakatos, 2000 ; Drakatos et al., 2002 ; Kalavrouziotis & Drakatos, 2002).

se produire, entraînant une dispersion des particules fines du sol. Ces particules fines bouchent les espaces poreux, ce qui conduit à une baisse des taux d'infiltration, au craquèlement du sol et à des problèmes d'émergence pour les cultures (Ayers & Westcot, 1985). La présence d'une quantité excessive de sodium dans l'eau (par rapport à la concentration totale de sels dissous dans le sol) nuit aussi à l'infiltration de l'eau (Pescod, 1992). Les problèmes d'infiltration de l'eau interviennent habituellement dans les 10 premiers centimètres de sol (Asano & Levine, 1998).

Drainage

Pour maintenir un équilibre en sels favorable, l'eau en excès doit pouvoir être drainée à partir de la surface et de la zone des racines. Un excès d'eau peut endommager les végétaux et accroître la salinité du sol. Un bon drainage est particulièrement important dans les zones arides et semi arides. Si le drainage du terrain est insuffisant, la nappe phréatique peut s'élever. Lorsque la nappe phréatique est trop proche de la surface (2 m et moins), l'eau peut remonter par capillarité en surface pendant la saison sèche, s'évaporer et laisser derrière elle des sels dissous. L'accumulation de sels dans le sol diminue le rendement

des cultures et peut finalement rendre ce sol impropre à la culture (Pescod, 1992). Dans les zones où la nappe phréatique se situe à faible profondeur et où les eaux souterraines présentent une forte salinité, il peut être nécessaire de mettre en place des drains ouverts ou recouverts de tuiles pour stabiliser la profondeur de la nappe phréatique (Ayers & Westcot, 1985). La poursuite à long terme de l'irrigation avec des eaux usées suppose un sol bien drainé (Asano & Levine, 1998). L'eau de drainage pouvant contenir des composants éventuellement nocifs pour l'environnement (sels, pesticides et résidu d'engrais, par exemple), il convient de contrôler sa qualité et de l'éliminer dans des conditions correctes, notamment si elle doit être réutilisée en agriculture ou à d'autres fins (Tanji & Kielen, 2002). Westcot (1997) décrit les caractéristiques en termes de qualité de l'eau de drainage provenant d'activités agricoles.

A1.5 Sélection des cultures

La tolérance des cultures aux sels peut varier d'un facteur 10. Dans les cas de forte salinité du sol ou de salinité de l'eau d'irrigation (eaux usées en l'occurrence) dépassant 3 dS/m, il peut être nécessaire de cultiver des espèces végétales plus tolérantes aux sels (Pescod, 1992). Une autre solution réside dans l'adoption d'une démarche de gestion intégrée du drainage agricole. Dans le cadre d'une telle approche, l'eau est utilisée successivement pour irriguer des cultures, des arbres et des halophytes présentant une tolérance aux sels progressivement croissante (Tanji & Kielen, 2002). Des informations très complètes sur les cultures et leur tolérance aux sels figurent dans les Publications de la FAO 29, 47 et 61 (Ayers & Westcot, 1985 ; Pescod, 1992 ; Tanji & Kielen, 2002).

A1.6 Lixiviation

L'un des paramètres de qualité les plus importants pour l'eau d'irrigation est la salinité. Une salinité excessive peut altérer les propriétés du sol, endommager les plantes ou réduire le rendement des cultures (Asano & Levine, 1998). Les eaux usées dont la salinité (qui se mesure d'après la teneur en matières solides totales ou TDS ; voir Tableau A1.1) est trop forte peuvent donner lieu à l'accumulation de sels dans la zone de racines des cultures. L'un des moyens pour venir à bout des problèmes de salinité est d'épandre suffisamment d'eau pour garantir l'entraînement des sels au-dessous de la zone de racines. Ce phénomène est appelé lixiviation. Pour que l'irrigation puisse être poursuivie sur une longue durée, le sol doit présenter de bonnes propriétés de drainage. Pour garantir le déplacement des sels en profondeur, de la zone de racines supérieure à la zone de racines inférieure, une lixiviation suffisante doit s'opérer. La proportion de l'eau d'irrigation qui traverse la totalité de la zone de racines est appelée fraction lixiviante (FL), (Asano & Levine, 1998).

FL = hauteur d'eau passée en exerçant une action lixiviante au-dessous de la zone de racines/hauteur d'eau appliquée en surface

La concentration de sels dans la zone de racines est inversement proportionnelle à la FL. Pour l'irrigation avec des eaux usées, il est préférable que FL >0,5 (pour les sols argileux lourds, ce chiffre devra être >0,1). Dans les cas où la salinité de l'eau d'irrigation et la FL sont connues, la salinité de l'eau de drainage au-dessous de la zone de racines peut être prédite par l'équation suivante (Asano & Levine, 1998) :

$CE_{ed} = CE_e/FL$

où CE_{ed} et CE_e sont les conductivités électriques de l'eau de drainage et de l'eau d'irrigation respectivement.

A1.7 Pratiques de gestion

Pour tout schéma d'irrigation, il est important d'appliquer les bonnes pratiques de gestion. Outre les bonnes pratiques précédemment exposées visant à limiter l'impact sanitaire, il est aussi nécessaire à la croissance optimale des végétaux de gérer convenablement les taux et la périodicité de l'épandage de l'eau, ainsi que les terres, les sols et les cultures. Ces considérations sont présentées sous forme résumée ci-après. Le lecteur trouvera des informations plus détaillées sur les stratégies de gestion de l'irrigation dans Pescod (1992) et Ayers & Westcot (1985).

Il faut gérer correctement les taux d'épandage de l'eau et la répartition dans le temps de ces épandages. Il importe :

- d'évaluer la capacité de rétention de l'eau par le sol ;
- d'évaluer la nécessité d'une irrigation avant et après plantation pour éviter un stress hydrique et la lixiviation des sels présents dans le sol avant et après la plantation ;
- de maintenir l'humidité du sol à un niveau optimal ;
- d'estimer le taux d'évapotranspiration (déterminé principalement par les conditions climatiques ambiantes : rayonnement, température, humidité et vitesse du vent, par exemple) ;
- d'organiser convenablement dans le temps les épandages d'eau – par exemple, l'eau peut être épandue la nuit pour réduire les pertes par évaporation et la toxicité des ions sodium et chlorure pour les végétaux ;
- de déterminer la quantité d'eau à épandre d'après la pluviométrie et les besoins en eau imposés par le drainage, les infiltrations dans le sol, les végétaux et la lixiviation ;
- d'ajuster, par mélange avec de l'eau, la quantité d'azote pour satisfaire les besoins des végétaux ;
- d'évaluer la méthode d'irrigation (par exemple, l'irrigation par aspersion avec de l'eau contenant du chlore résiduel peut endommager les feuilles de nombreux végétaux) ;
- d'évaluer les propriétés de drainage du sol.

La gestion des terres et du sol est importante pour surmonter les problèmes de salinité, de sodicité (concentration de sodium dans le sol) et de toxicité à l'égard des végétaux et pour réduire les dangers sanitaires. Pour optimiser la croissance des plantes dans certaines conditions, il convient d'envisager les pratiques suivantes :

- aménager le terrain en gradins pour réduire l'érosion et le ruissellement ;
- labourer profondément la terre pour casser les pans de sol compacts et améliorer le déplacement de l'eau à travers le sol ;
- amender le sol pour améliorer sa structure, son drainage, son infiltration ou son pH.

La gestion des cultures peut aussi servir à améliorer les rendements. L'irrigation avec des eaux usées impose parfois des pratiques de gestion similaires à celles appliquées pour

l'irrigation avec de l'eau salée. L'étape la plus sensible à la salinité du sol est la germination des semences. Il est possible de minimiser les effets de la salinité du sol sur les semences par les mesures suivantes :

- sélectionner les cultures en fonction de leur tolérance aux sels ;
- planter les semences dans l'épaulement du sillon en cas d'irrigation par rigoles ;
- planter les semences sur la partie pentue des lits de semis (les semences doivent être placées au-dessus de la ligne d'eau) ;
- irriguer une rangée sur deux de manière à déplacer les sels à distance de la rangée de semences située entre deux ;
- choisir une autre méthode que l'irrigation par rigoles lorsque les eaux usées sont très salées.

A1.8 Conclusion

Une fois les barrières de protection sanitaire mises en place, l'utilisation d'eaux usées en agriculture fait intervenir de nombreuses pratiques de gestion appliquées à l'irrigation avec tout type d'eau. Il faut accorder une attention spéciale à la qualité de l'eau (teneurs en sels, nutriments et éléments traces toxiques), car elle peut influer sur la croissance et les rendements des cultures et sur les propriétés du sol. Plusieurs Bulletins d'irrigation et de drainage et Rapports sur l'Eau de la FAO fournissent des informations détaillées sur les bonnes pratiques d'irrigation et de drainage.

A1.10 References[1]

Allen RG et a1. (1998). *Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper 56).

Asano T, Levine AD (1998). Wastewater reclamation, recycling, and reuse: an introduction. In: Asano T, ed. *Wastewater reclamation and reuse.* Lancaster, PA, Technomic Publishing Company, pp. 1–56.

Ayers RS, Westcot DW (1985). *Water quality for agriculture.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper 29, Revision 1; http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E00.htm).

Drakatos PA, Kalavrouziotis IK, Drakatos SP (2000). Synergism of Cu and Zn in the plants irrigated via processed liquid wastewater. *Journal of Land Contamination and Reclamation*, 8(3):201–207.

Drakatos PA et al. (2002). Antagonistic action of Fe and Mn in Mediterranean-type plants irrigated with wastewater effluents following biological treatment. *International Journal of Environmental Studies*, 59(1):125–132.

Kalavrouziotis IK, Drakatos PA (2002). Irrigation of certain Mediterranean plants with heavy metals. *International Journal of Environment and Pollution*, 18(3): 294–300.

Pescod MB (1992). *Wastewater treatment and use in agriculture.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper 47).

[1] La plupart des publications de la FAO sont disponibles en ligne aux adresses : http://www.fao.org/documents/ et http://www.fao.org/ag/agl/public.stm.

Tanji KK, Kielen NC (2002). *Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper 61).

Westcot DW (1997). *Drainage water quality.* In: Madramootoo CA, Johnston WR, Williardson LS, eds. *Management of agricultural drainage water quality.* Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (Water Report 13).

Tableau A2.1 Résumé des études analysant les effets des métaux dans le cadre de l'irrigation avec des eaux usées

Description de l'étude	Type d'étude			Références
	Étude de terrain	Projet de démonstration	Étude en laboratoire	
Eaux usées				
À San Angelo au Texas, États-Unis d'Amérique, l'épandage sur une longue durée d'eaux usées traitées sur des herbes fourragères n'a pas fait augmenter la teneur en Cd, Cu et Zn de ces herbes au-dessus des niveaux de fonds régionaux. Seules les concentrations de Cr et Ni ont atteint des valeurs élevées, sans dépasser toutefois les valeurs recommandées.	X			Hossner, Kao & Waggoner (1978)
À Dickinson, dans la Dakota du Nord, aux États-Unis d'Amérique, une étude des effets à long terme menée sur des herbes fourragères irriguées avec des eaux usées traitées a relevé une augmentation de 28 % de la concentration de B, de 47 % de la concentration de Mn et de 68 % de la concentration de Zn, sans dépassement des limites admissibles. Les teneurs en Cd, Cr, Co, Pb et Mo n'ont présenté aucune variation, tandis que la concentration de Cu baissait de 8 %.	X			Benham-Blaire & Affiliates, Inc. & Engineering Enterprises, Inc. (1979)
L'irrigation sur une longue durée avec de l'eau de récupération aux États-Unis d'Amérique n'a produit aucun effet négatif sur les tomates, les brocolis, les herbes fourragères, les céréales, le maïs-grain, l'orge, la luzerne, le sorgho, les herbes de pâturage, les haricots, les carottes, les laitues, les pois, les radis, le maïs doux et le blé.	X			USEPA (1981)
Dans le cas d'un système de traitement à débordement sur sol aquifère, installé dans l'État du Mississipi, aux États-Unis d'Amérique, aucun effet négatif n'a été observé sur les herbes. L'accumulation de métaux était plus importante à proximité du site (point haut) et diminuait avec la distance le long de la pente du traitement. L'absorption par les herbes ne représentait que 1,2 ; 1,4 ; 4,0 et 7,6 % respectivement du Cd, Ni, Cu et Zn épandu.	X			Peters, Lee & Bates (1980)
À Melbourne en Australie, l'irrigation pendant 76 ans avec des eaux usées traitées n'a fait apparaître aucune accumulation significative de Cd dans les sols et dans les végétaux, par comparaison avec des sites recevant de l'eau douce.	X			Metcalf & Eddy, Inc. (1991)

Tableau A2.1 (suite)

Description de l'étude	Type d'étude			Références
	Étude de terrain	Projet de démonstration	Étude en laboratoire	
À Isfahan en Iran, l'utilisation d'eaux usées en agriculture pendant huit ans n'a pas significativement fait augmenter les concentrations de Zn, Mg, Cu et Fe dans le sol (jusqu'à 40 cm de profondeur). Néanmoins, les concentrations de ces métaux dans le maïs, le blé et la tomate étaient significativement plus élevées que dans les mêmes cultures irriguées avec de l'eau de puits, même si les valeurs recommandées par l'United States Environmental Protection Agency n'étaient dépassées dans aucun cas.	X			Feizi (2001)
La teneur en métaux des eaux usées municipales ne pose aucun problème pour l'irrigation en Australie sauf quand un métallurgiste local rejette ses effluents dans le réseau d'égout.	X			AATSE (2004)
À Haroonabad en Inde, l'irrigation avec des eaux usées domestiques pendant 35 ans a entraîné une accumulation significative de Pb et Cu dans les 15 premiers centimètres de sol (9 mg/kg de Pb contre 8 mg/kg et 87 mg/kg de Cu contre 22 mg/kg), mais pas dans les cas des métaux Zn, Co, Cr et Mn. Malgré cela, toutes les concentrations de métaux lourds dans les sols étaient inférieures aux concentrations maximales admissibles fixées par la Communauté européenne. Au rythme actuel de leur accumulation, les métaux ne constitueront pas un risque pour les décennies à venir, bien qu'une surveillance stratégique soit recommandée.	X			
La comparaison de l'absorption des métaux par différentes cultures irriguées avec des eaux usées, avec des eaux usées diluées à 50 % avec de l'eau douce ou encore avec de l'eau douce seulement, a fait apparaître que la quantité de métaux absorbée dépendait du type de culture et pas seulement de la concentration de métal dans l'eau. L'absorption de métaux n'était pas nécessairement plus importante lorsqu'on utilisait des eaux usées.			X	Simmons & Pongaskul (2002)

L'irrigation avec des eaux usées pendant plus de 80 ans dans la vallée du Mezquital au Mexique a fait augmenter la teneur en métaux initiale des sols d'un facteur 3 à 6, les concentrations résultantes demeurant toutefois inférieures aux critères internationaux. Aucune contamination des cultures n'a été rapportée. On a constaté que les métaux étaient fixés dans le sol du fait de la teneur en matières organiques de celui-ci.	X		Siebe & Fischer (1996)
Type d'eaux usées non spécifié			
Des sols contenant 0,4–0,5 mg/kg de Cd ont produit du riz brun avec une teneur en Cd de 0,08 mg/kg et des sols renfermant 0,82–2,1 mg/kg de Cd ont produit du riz brun fortement contaminé (1 mg/kg de Cd).		X	Morishita (1988)
Eaux usées avec une composante industrielle			
Dans le canal du Bahr Bagar en Égypte, 75% du débit est constitué d'eaux usées. Les sols irrigués contiennent 5 mg/kg de Cd, ce qui représente le double de la valeur initiale. Il existe des preuves de l'absorption du Cd par les cultures. La teneur en Cd du riz est de 1,6 mg/kg.	X		FAO (2003)
Eaux usées industrielles			
Des alpistes faux roseaux et du maïs ont été irrigués pendant six ans avec un effluent contenant une certaine quantité de Cu, Cd, Pb et Zn, sans que cela crée de problèmes sanitaires. Néanmoins, lorsque des boues ont été ajoutées aux eaux usées pendant sept ans, on a pensé que la concentration de Cu dans ces cultures pouvait comporter un risque pour les moutons qui les consomment. On a déterminé que l'élimination des cultures dans les zones recevant un faible épandage de métaux lourds pouvait potentiellement accroître la durée de vie utile du site.		X	Sidle, Hook & Kardos (1976)
Les effluents d'une usine textile, dilués avec de l'eau douce et utilisés pour irriguer du riz, des haricots rouges et de l'okra ont permis d'accroître la productivité grâce à leur teneur en matières organiques pour une valeur de la proportion d'effluents dans l'eau d'irrigation allant jusqu'à 75%; au-delà, les effluents inhibaient la croissance des végétaux.		X	Ajmal & Khan (1985)

Tableau A2.1 (suite)

Description de l'étude	Type d'étude			Références
	Étude de terrain	Projet de démonstration	Étude en laboratoire	
En Inde, les effluents d'une papeterie ont été utilisés pour irriguer des cocotiers. On a constaté que la teneur en Cu, Pb, Zn, Co et Cd des produits cultivés dépassait les valeurs recommandées par la Commission du Codex Alimentarius.			X	Fazel et al. (1991)
Des effluents de papeterie, mélangés à de l'eau douce suivant différentes dilutions, ont été utilisés pour irriguer du riz. En augmentant la proportion d'effluents, on a relevé un impact négatif sur la qualité de la germination, la vitesse de croissance et la pigmentation.		X		Misra & Behera (1991)
Des effluents de raffinerie traités ont servi à irriguer quatre variétés de blé pendant huit ans. On a utilisé de l'eau douce comme témoin de comparaison. On a constaté une augmentation de la productivité, de sorte qu'il a été recommandé de surveiller périodiquement la teneur en métaux des cultures pour parer aux risques éventuels.		X		Aziz et al. (1996)
Des effluents chargés en Cd, Cr et Pb (jusqu'à 100 mg/l) ont été utilisés pour irriguer des sols présentant diverses valeurs de pH (y compris des pH acides) et granulométries (<180–2000 µm), avec différentes teneurs en COT de la solution (0 et 6,3 mg C/l) et différents débits (0,3 et 0,7 m^3/m^2 par heure). Tous les métaux ont été rapidement adsorbés dans les sols, même à pH 4,3. On a constaté que la concentration métallique dans les eaux usées était la variable la plus déterminante pour cette adsorption.			X	Lee et al. (2004)

A2.1 References

AATSE (2004). *Water recycling in Australia.* Melbourne, Australian Academy of Technological Sciences and Engineering.

Ajmal M, Khan AU (1985). Effect of textile factory effluent on soil and crop plants. *Environmental Pollution*, 37:131–148.

Aziz O et al. (1996). Long-term effects of irrigation with petrochemical industry wastewater. *Journal of Environmental Science and Health*, 31(10):2595–2620.

Benham-Blair & Affiliates, Inc., Engineering Enterprises, Inc. (1979). *Long-term effects of Land application of domestic wastewater. Dickinson, North Dakota, slow rate irrigation site.* Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (EPA-600/2-79-144).

FAO (2003) *Déverrouiller le potentiel de l'eau en agriculture*. Rome, Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture. http://www.fao.org/docrep/005/y4525f/y4525f00.htm

Fazel M et al. (1991). Effect of paper mill effluents on accumulation of heavy metals in coconut trees near Nanjangud, Mysore District, Karnataka, India. *Environmental Geology and Water Science*, 17(1):47–50.

Feizi M (2001). Effect of treated wastewater on accumulation of heavy metals in plants and soil. In: *Proceedings of the first Asian Regional Conference of ICID, Seoul, Korea.* New Delhi, International Commission on Irrigation and Drainage.

Hossner LR, Kao CW, Waggoner JA (1978). *Sewage disposal on agricultural soils; chemical and microbiological implications.* Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (EPA-600/s-78-131a).

Lee S et al. (2004). Sorption behaviors of heavy metals in SAT (soil aquifer treatment) system. *Water Science and Technology*, 50(2):263–268.

Matsuno Y et al. (2004). Assessment of the use of wastewater for irrigation: a case in Punjab, Pakistan. In: Steenvoorden J, Endreny T, eds. *Wastewater re-use and groundwater quality.* Wallingford, International Association of Hydrological Sciences (IARS Publication 285).

Metcalf & Eddy, Inc. (1991). *Wastewater: treatment, reuse and disposal.* New York, McGraw-Hill.

Misra R, Behera P (1991). The effect of paper industry effluent on growth, pigment, carbohydrate and protein of rice seedlings. *Environmental Pollution*, 72: 159–167.

Morishita T (1988). Environmental hazards of sewage and industrial effluents on irrigated farmlands in Japan. In: Pescod MB, Arar A, eds. *Treatment and use of sewage effluent for irrigation.* Kent, Butterworths.

Peters R, Lee C, Bates D (1980). *Field investigations of overland flow treatment of municipal lagoon effluent.* Vicksburg, MS, United States Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station.

Sidle RC, Hook JE, Kardos LT (1976). Heavy metal application and plant uptake in a land disposal system for wastewater. *Journal of Environmental Quality*, 5(1):97–102.

Siebe C, Fischer W (1996). Effect of long term irrigation with untreated sewage effluents on soil properties and heavy metals absorption of leptosols and vertisols in Central Mexico. *Pflanzenernahrsm Bodenk*, 159:357–364.

Simmons RW, Pongsakul P (2002). Toward the development of an effective sampling protocol to "rapidly" evaluate the distribution of Cd in contaminated, irrigated rice-based agricultural systems. In: Kheoruenromne I, ed. *Transactions of the 17th world*

congress of soil science, Bangkok, 14–21 August 2002. Vienna, International Union of Soil Science.

USEPA (1981). *Land treatment of municipal wastewater.* Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (EPA 625/1-81/013).

Annexe 3
Évaluation de l'impact sanitaire

L'évaluation de l'impact sanitaire (EIS) est un instrument destiné à préserver la santé des communautés vulnérables dans le contexte de l'évolution accélérée des déterminants environnementaux et/ou sociaux de la santé résultant du développement. L'OMS/ECHP (1999) a défini l'EIS comme « une combinaison de procédures, de méthodes et d'outils par lesquels une politique, un programme ou un projet peut être jugé selon ses effets potentiels sur la santé de la population et la distribution de ces effets au sein de la population ». On appelle impact sanitaire l'évolution d'un risque sanitaire raisonnablement attribuable à un projet, un programme ou une politique. Un risque sanitaire désigne la probabilité d'apparition d'un danger sanitaire pour une communauté particulière, à un instant donné. Les évaluations peuvent être rétrospectives ou prospectives. Les évaluations rétrospectives mesurent et enregistrent les événements passés, tandis que les évaluations prospectives facilitent la planification du développement et aident à prédire les conséquences d'un futur projet sur la base des éléments disponibles (OMS, 2000).

A3.1 Procédures et méthodes

La Figure A3.1 présente la séquence des procédures essentielles dans l'EIS, en indiquant à quel moment chaque méthode est appliquée. La réalisation efficace d'une EIS suppose la définition et la surveillance des dangers, des risques et des déterminants sanitaires, ainsi que des impacts potentiels sur la santé (OMS, 2001). Ces procédures doivent être mises en œuvre en impliquant toutes les parties prenantes intéressées – en particulier les communautés locales concernées par l'impact.

Une fois la ligne de conduite et les procédures établies, l'évaluation réelle peut commencer. Elle consiste à inférer les évolutions des déterminants sanitaires raisonnablement attribuables au projet et susceptibles d'affecter chacune des communautés de parties prenantes, à chaque stade du projet. Ces évolutions produisent collectivement des événements sanitaires ou des évolutions de l'état de santé, qui se classent selon trois catégories au minimum : absence de changement, aggravation d'un risque sanitaire et renforcement d'une amélioration sur le plan sanitaire. La quantification est généralement difficile en raison du manque de données ou de l'absence de relation fonctionnelle connue entre cause et effet. Des recherches sont nécessaires pour améliorer les modèles prédictifs d'autres problèmes sanitaires.

La meilleure prévision des événements à venir est fournie par l'historique des événements survenus dans le passé dans la pratique d'activités agricoles utilisant des eaux usées similaires dans des régions comparables (OMS, 2000).

L'évaluation débute par la collecte de données de référence sur l'utilisation d'eaux usées en agriculture et sur les risques sanitaires qu'elle comporte sur une période d'au moins deux ans avant l'accord final sur la conception du projet. Cette opération fournira un profil des communautés existantes, de leur environnement, des variations saisonnières des risques sanitaires et des capacités de leurs institutions. Cette collecte de données sera réitérée après le passage du projet au stade opérationnel et les différences entre les jeux de données fourniront un enregistrement de l'impact sanitaire et de ses causes probables. Cet enregistrement s'ajoutera à la base de connaissances disponible et permettra d'améliorer l'évaluation des futurs projets.

L'objectif de l'EIS est de présenter des éléments, d'inférer des changements et de recommander des mesures pour préserver et améliorer la santé humaine et atténuer les effets négatifs qui pèsent sur elle. Les inférences peuvent ne pas toujours reposer sur des données très complètes, mais doivent être convaincantes (OMS, 2000).

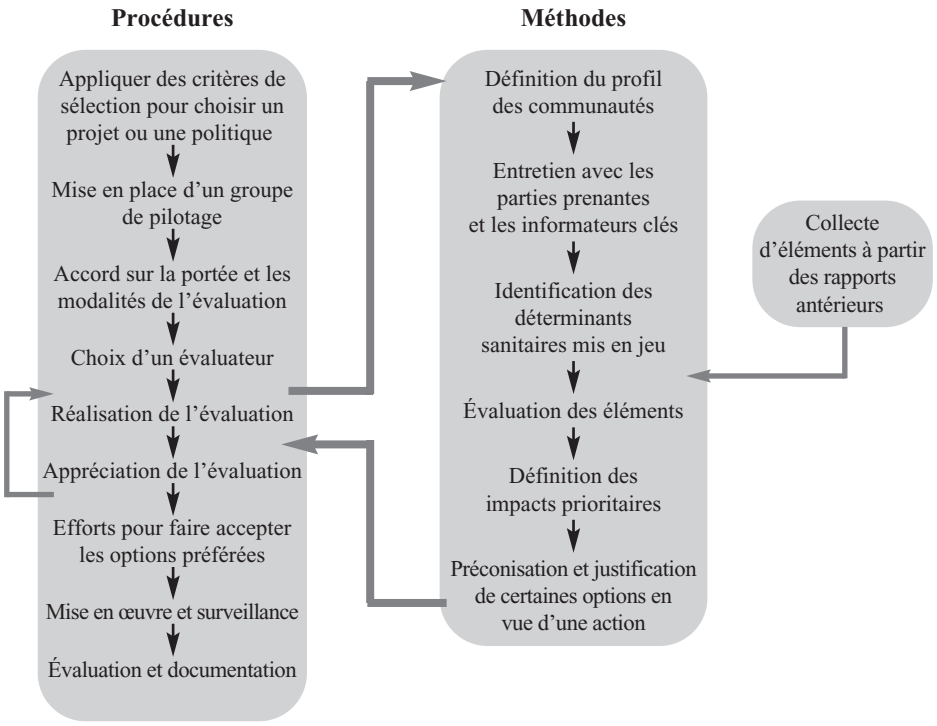

Figure A3.1
Procédures et méthodes de l'EIS (OMS, 2000)

A3.2 Gestion des risques et des améliorations sur le plan sanitaire

L'étape finale de l'évaluation consiste à préconiser et à budgétiser des mesures socialement acceptables pour préserver et promouvoir la santé humaine et atténuer les effets négatifs qui s'exercent sur elle (OMS, 2000). Pour promouvoir la santé, le plus important est de ménager un dialogue entre les partisans du projet, les professionnels de santé et les communautés parties prenantes au stade de la planification. Les recommandations techniques pour la gestion des risques sanitaires sont de natures diverses. On peut leur appliquer la classification générale suivante :

- établissement et mise en application de réglementations sanitaires appropriées ;
- modification du plan et des activités du projet ;
- amélioration de la gestion et de la maintenance ;
- mise en place d'infrastructures d'appui (installation ou amélioration des installations de traitement et d'utilisations des eaux usées, par exemple) ;
- fourniture en temps utile de soins de santé abordables, y compris le diagnostic et le traitement ;
- opérations spéciales de lutte contre les maladies ;
- mesures de protection individuelle ;
- éducation à la santé ;
- redistribution des risques par le biais des schémas d'assurance.

A3.3 References

WHO (2000). *Human health and dams, the World Health Organization's submission to the World Commission on Dams (WCD)*. Geneva, World Health Organization (Document WHO/SDE/WSH/00.01).

WHO (2001). *Health impact assessment (HIA), report of an inter-regional meeting on harmonization and mainstreaming of HIA in the World Health Organization and of a partnership meeting on the institutionalization of HIA capacity building in Africa, Arusha, 31 October–3 November 2000.* Geneva, World Health Organization.

WHO/ECHP (1999). *Gothenburg consensus paper, 1999 – Health impact assessment: main concepts and suggested approach.* Brussels, European Centre for Health Policy, World Health Organization Regional Office for Europe (http://www.phel.gov.uk/hiadocs/Gothenburgpaper.pdf).

Annexe 4
Glossaire des termes utilisés dans les Directives

Ce glossaire ne vise pas à fournir des définitions précises de termes techniques et scientifiques, mais plutôt à expliquer en langage simple la signification des termes fréquemment employés dans ces Directives.

Abattoir – Établissement dans lequel les animaux sont tués et transformés en aliments et autres produits.

Agent pathogène – Organisme à l'origine d'une maladie (bactérie, helminthe, protozoaire ou virus, par exemple).

Analyse coût/bénéfice – Analyse de tous les coûts d'un projet et de tous ses bénéfices. Les projets apportant le plus de bénéfices au moindre coût sont les plus souhaitables.

Années de vie ajustées sur l'incapacité (DALY) – Mesure de la perte d'années de vie dans une population du fait de la morbidité et de la mortalité.

Aquaculture – Élevage d'animaux et de plantes dans l'eau (aquaculture).

Aquaculture alimentée par des rejets – Utilisation d'eaux usées, d'excreta et/ou d'eaux ménagères comme intrants de systèmes aquacoles.

Aquifère – Zone géologique fournissant une quantité d'eau en provenance de roches perméables.

Assainissement hors site – Système d'assainissement qui comprend l'évacuation des excreta du terrain occupé par l'habitation et de son environnement immédiat.

Assainissement sur site – Système d'assainissement dont les moyens de stockage sont situés sur le terrain occupé par l'habitation ou dans son environnement immédiat. Pour certains systèmes (latrines à fosse double ou simple, par exemple), le traitement des matières fécales s'effectue également sur le site, par compostage poussé et stockage dans une des fosses. Pour d'autres systèmes (fosses septiques, installations à fosse simple, par exemple), les boues (aussi appelées boues fécales) doivent être collectées et traitées hors site.

Barrières multiples – Utilisation d'une ou plusieurs mesures préventives pour constituer une barrière contre les dangers.

Bassin anaérobie – Bassin de traitement dans lequel s'effectuent la digestion et la sédimentation des déchets organiques, habituellement le premier type de bassin utilisé dans un système de bassins de stabilisation des déchets ; nécessite une élimination périodique des boues accumulées par sédimentation.

Bassin de grossissement – Bassin utilisé pour amener les jeunes poissons à la taille adulte.

Bassin de maturation – Bassin aérobie avec une croissance algale et des niveaux élevés d'élimination des bactéries ; habituellement le dernier type de bassin utilisé dans un système de bassins de stabilisation.

Bassin facultatif – Bassin aérobie utilisé pour dégrader des matières organiques et inactiver des agents pathogènes, habituellement le deuxième type de bassin dans un système de bassins de stabilisation.

Bassin de stabilisation – Bassin peu profond utilisant des facteurs naturels tels que lumière du soleil, température, sédimentation, dégradation biologique, etc., pour traiter des eaux usées ou des boues fécales. Les systèmes de traitement en bassins de stabilisation comprennent habituellement des bassins anaérobies, facultatifs et de maturation, reliés en série.

Boue – Mélange de matières solides et d'eau qui se dépose sur le fond des latrines, des fosses septiques ou des bassins ou qui se forme comme sous-produit du traitement des eaux usées (les boues produites par le traitement des eaux usées municipales ou industrielles ne sont pas évoquées).

Boues fécales – Boues de consistance variable collectées dans les systèmes d'assainissement sur site tels que : latrines, toilettes publiques non reliées à un réseau d'égout, fosses septiques et fosses à niveau constant. Les boues fécales provenant des fosses septiques sont incluses dans ce terme (voir aussi excreta et matières de vidange).

Boues provenant des fosses septiques – Boues vidangées à partir des fosses septiques.

Charriage des déjections – Opération de transport manuel des matières fécales hors du site en vue de leur élimination ou de leur traitement.

Coagulation – Prise en masse des particules augmentant la vitesse de sédimentation. Habituellement déclenchée par l'addition de certains produits chimiques (chaux, sulfate d'ammonium, chlorure de fer, par exemple).

Coliformes thermotolérants – Groupe de bactéries dont la présence dans l'environnement indique une contamination fécale ; autrefois appelés coliformes fécaux.

Cultures de faible hauteur – Cultures qui se développent au-dessous, au niveau ou à proximité de la surface du sol (carottes, laitues, par exemple).

Cultures de grande hauteur – Cultures qui se développent au-dessus du sol et ne le touchent normalement pas (arbres fruitiers, par exemple).

Cysticercose – Infestation par *Taenia solium* (ténia du porc) donnant parfois des cysticerci (stade parasitique infectieux) qui s'enkystent dans le cerveau des êtres humains, ce qui provoque des symptômes neurologiques comme l'épilepsie.

Danger – Agent biologique, chimique, physique ou radiologique, ayant un pouvoir nocif.

Demande biochimique en oxygène (DBO) – Quantité d'oxygène nécessaire pour convertir les matières organiques en substances inertes ; c'est une mesure indirecte de la quantité de matières organiques biodégradables présentes dans l'eau ou les eaux usées.

Dépuration – Transfert des poissons dans de l'eau propre avant leur consommation dans l'espoir de purger leur organisme de la contamination pouvant inclure certains micro-organismes pathogènes.

Désinfection – Inactivation des organismes pathogènes par des produits chimiques, des rayonnements, de la chaleur ou un processus de séparation physique (membrane, par exemple).

Diarrhée – Mouvements intestinaux aqueux et incontrôlés, souvent associés à une infection.

Dose journalière admissible (DJA) – Quantité de substance toxique pouvant être ingérée quotidiennement sur la durée d'une vie sans dépasser un certain niveau de risque.

Drain – Conduite ou canal construit pour évacuer les eaux d'orage et de ruissellement, les eaux usées ou autre type d'eau en excès. Les drains peuvent être des fossés ouverts ou des tuyaux pourvus ou non d'un revêtement et éventuellement enterrés.

Eaux de surface – Toutes les eaux naturellement à l'air libre (rivières, cours d'eau, lacs, réservoirs, par exemple).

Eaux ménagères – Eaux provenant de la cuisine, des bains et/ou de la lessive, ne contenant en général pas d'excreta en concentrations notables.

Eaux-vannes – Mélange d'excreta humains et d'eau utilisé pour évacuer les excreta des toilettes et des canalisations ; peut aussi contenir de l'eau servant à des fins domestiques.

Eaux souterraines – Eaux contenues dans les roches et le sous-sol.

Eaux usées – Déchets liquides évacués des habitations, des locaux commerciaux et de sources similaires, vers les réseaux d'élimination individuels ou les canalisations

d'égout municipales et contenant principalement des excreta humains et de l'eau ayant servi. Lorsqu'elles sont produites essentiellement par des activités ménagères ou commerciales, elles sont appelées eaux usées domestiques ou municipales. Dans ce contexte, les eaux usées domestiques ne contiennent pas d'effluents industriels en des quantités qui puissent menacer le fonctionnement du réseau d'égout, l'installation de traitement, la santé publique ou l'environnement.

Effluent – Liquide (eaux usées traitées ou non traitées, par exemple) sortant d'un procédé ou d'un espace confiné.

Égout – Canalisation ou conduite véhiculant des eaux usées ou des eaux de drainage.

Enkystement – Développement d'un kyste protecteur pour les stades infectieux de différents parasites (helminthes tels que les trématodes et les ténias transmis par les aliments, et certains protozoaires comme *Giardia*).

Épidémiologie – Étude de la distribution et des déterminants d'états ou d'événements liés à la santé dans des populations spécifiques et application de cette étude à la lutte contre des problèmes sanitaires.

***Escherichia coli* (*E. coli*)** – Bactérie que l'on trouve dans l'intestin, utilisée comme indicateur de la contamination fécale de l'eau.

Évaluation de l'exposition – Estimation (qualitative ou quantitative) de l'intensité, de la fréquence, de la durée, de la voie et de l'ampleur d'une exposition à un ou plusieurs milieux contaminés.

Évaluation de l'impact sanitaire – Estimation des effets d'une action spécifique (plans, politiques ou programmes) dans un environnement donné, sur la santé d'une population donnée.

Évaluation des risques – Processus global consistant à utiliser les informations disponibles pour prédire dans quelles conditions des dangers ou des événements spécifiques peuvent se produire (probabilité) et l'ampleur de leurs conséquences.

Évaluation quantitative des risques microbiens (QMRA) – Méthode d'évaluation des risques résultant de dangers spécifiques et de différentes voies d'exposition. La QMRA comprend quatre composantes : l'identification des dangers, l'évaluation des expositions, l'évaluation de la relation dose-réponse, et la caractérisation des risques.

Excreta – Fèces et urine (voir aussi boues fécales, boues de fosse septique et matières de vidange).

Exposition – Contact d'un produit chimique ou d'un agent physique ou biologique avec la frontière externe d'un organisme (par inhalation, ingestion ou contact cutané, par exemple).

Filtration sur membrane – Technique de filtration reposant sur une barrière physique (une membrane), présentant une taille de pore spécifique, qui piège à sa surface les contaminants dont la taille est supérieure à celle des pores. Les contaminants plus petits que la dimension spécifiée pour les pores peuvent traverser la membrane ou être capturés à l'intérieur de celle-ci par d'autres mécanismes.

Filtration sur milieu filtrant double – Technique de filtration utilisant deux types de milieu filtrant pour éliminer les matières particulaires présentant différentes propriétés chimiques et physiques (sable, anthracite, terre à diatomées, par exemple).

Floculation – Agglomération de matières en suspension colloïdales ou finement divisées, après coagulation par agitation douce avec un dispositif mécanique ou hydraulique.

Fosse septique – Cuve souterraine qui traite les eaux usées en associant sédimentation et digestion anaérobie. Leurs effluents peuvent être déchargés dans des puits filtrants ou dans des égouts de petit calibre.

Gestion des risques – Évaluation systématique du système d'utilisation des eaux usées, des excreta ou des eaux ménagères, identification de dangers ou d'événements dangereux particuliers, évaluation des risques, développement et mise en œuvre de stratégies préventives pour gérer les risques.

Hôte intermédiaire – Hôte abritant des stades juvéniles d'un parasite avant l'hôte définitif et dans lequel une reproduction asexuée s'effectue souvent (pour les trématodes ou les schistosomes transmis par les aliments par exemple, les hôtes intermédiaires sont des espèces particulières d'escargot).

Hypochlorite – Produit chimique fréquemment utilisé pour la désinfection (hypochlorite de sodium ou de calcium).

Infection – Pénétration et développement ou multiplication d'un agent infectieux chez un hôte. L'infection peut ou non déclencher des symptômes pathologiques (diarrhée, par exemple). Elle peut être mesurée par détection des agents infectieux dans les excreta ou dans les zones colonisées ou par dosage d'une réponse immunitaire de l'hôte (présence d'anticorps contre l'agent infectieux, par exemple).

Irrigation localisée – Techniques d'irrigation appliquant l'eau directement sur les cultures, soit par goutte-à-goutte, soit par ajutage. Ces techniques utilisent généralement moins d'eau, entraînent moins de contamination croisée et limitent les contacts entre humains et eaux usées.

Irrigation par goutte-à-goutte – Système d'irrigation délivrant des gouttes d'eau directement sur les végétaux par des tuyaux. Des petits trous ou des émetteurs contrôlent la quantité d'eau libérée en direction des végétaux. Ce mode d'irrigation ne contamine pas les surfaces végétales situées au-dessus du sol.

Irrigation restreinte – Utilisation d'eaux usées pour cultiver des cultures qui ne seront pas consommées crues par des êtres humains.

Irrigation sans restriction – Utilisation d'eaux usées traitées pour faire pousser des cultures qui seront normalement consommées crues.

Irrigation souterraine – Irrigation au-dessous de la surface du sol, prévient la contamination des parties aériennes des cultures.

Kyste – Stade infectieux de la vie parasitique résistant à l'égard de l'environnement (*Giardia*, *Taenia*, par exemple).

Latrine suspendue – Latrine qui se vide directement dans une mare ou autre étendue d'eau.

Législation – Ensemble de lois votées par un organe législatif ou le fait d'élaborer ou de promulguer des lois.

Maladie – Symptômes d'une pathologie chez un hôte : par exemple diarrhée, fièvre, vomissements, sang dans les urines, etc.

Maladie à transmission vectorielle – Maladie pouvant être transmise d'homme à homme par le biais d'insectes (paludisme, par exemple).

Marais artificiel – Unité du type bassin artificiel ou cuve, destinée au traitement des boues fécales ou des eaux usées, constituée principalement d'une masse filtrante plantée de végétaux aquatiques émergents.

Matières de vidange – Excreta non traités transportés sans eau, par exemple avec des conteneurs ou des seaux, terme souvent utilisé de manière non spécifique pour désigner des matières fécales d'origine quelconque. L'usage technique de ce terme n'est donc pas recommandé.

Médiane – Valeur moyenne d'une série d'échantillons (50 % des valeurs des échantillons sont inférieures et 50 % sont supérieures à la médiane).

Métacercaires (infectieuses) – Stade du cycle de vie des parasites trématodes infectieux pour les hommes. Les métacercaires peuvent former des kystes dans le tissu musculaire du poisson ou à la surface des végétaux, selon l'espèce de trématode.

Moyenne arithmétique – Somme des valeurs de tous les échantillons, divisée par le nombre d'échantillons, fournit la valeur moyenne par échantillon.

Moyenne géométrique – Mesure une tendance centrale, comme une moyenne. Elle diffère de la moyenne traditionnelle (appelée moyenne arithmétique) par l'utilisation de la multiplication au lieu de l'addition pour résumer les valeurs des données. Cette moyenne géométrique est un résumé utile lorsque les données varient en termes relatifs.

Objectif lié à la santé – Niveau de protection sanitaire défini pour une exposition donnée. Peut reposer sur une mesure de la maladie, par exemple 10^{-6} DALY par personne et par an, ou sur l'absence d'une maladie spécifique associée à l'exposition.

Oocyste – Structure formée par certains protozoaires coccidiens (*Cryptosporidium*, par exemple) à l'issue de la reproduction sexuelle au cours du cycle de vie. L'oocyste est habituellement le stade infectieux et environnemental et contient des sporozoïtes. Dans le cas de protozoaires entériques, les oocystes sont excrétés dans les fèces.

Organismes indicateurs – Micro-organismes dont la présence indique une contamination fécale et éventuellement celle de micro-organismes plus nocifs.

Période de retrait – Laps de temps destiné à permettre le dépérissement des agents pathogènes entre l'application des déchets et la récolte.

pH – Exprime l'intensité de l'état acide ou basique d'un liquide.

Politique – Ensemble de procédures, de règles et de mécanismes d'affectation fournissant la base de programmes et de services. Les politiques fixent des priorités et souvent allouent des ressources pour leur mise en œuvre. Elles sont appliquées à l'aide de quatre types d'instruments : lois et réglementations ; mesures économiques ; programmes d'information et d'éducation ; et affectation de droits et de responsabilités pour la prestation de services.

Procédés de traitement à haut débit – Procédés de traitement artificiels, caractérisés par des débits élevés et des temps de séjour hydraulique faibles. Ces procédés comprennent habituellement une étape de traitement primaire pour faire déposer les matières solides, suivie d'une étape de traitement secondaire pour dégrader biologiquement les substances organiques.

Rayonnement ultraviolet (UV) – Longueurs d'onde lumineuses plus courtes que celles de la lumière violette visible (380 à 10 nanomètres), utilisées pour inactiver les agents pathogènes (bactéries, protozoaires et virus).

Réacteur anaérobie à flux ascendant à couverture de boue – Unité anaérobie à haut débit servant au traitement primaire des eaux usées domestiques. Les eaux usées sont traitées au cours de leur passage à travers une couche de boue (la << couverture >> de boue), composée de bactéries anaérobies. Ce procédé de traitement est conçu principalement pour l'élimination des matières organiques (demande biochimique en oxygène).

Réduction logarithmique – Efficacité d'élimination des organismes : 1 unité logarithmique =90 % ; 2 unités logarithmiques =99 % ; 3 unités logarithmiques =99,9 % ; etc.

Réglementation – Règles établies par une agence ou une entité administrative qui interprètent le règlement définissant les objectifs et les pouvoirs de l'agence ou les circonstances dans lesquelles ce règlement s'applique.

Réseau d'égouts – Système complet de canalisations, de pompes, de bassins, de cuves, d'unités de traitement et d'infrastructures pour recueillir, transporter, traiter et évacuer les eaux usées.

Risque – Probabilité d'un danger ayant des effets préjudiciables sur des populations exposées dans un laps de temps spécifié, couvrant l'ampleur de ce préjudice.

Risque sanitaire admissible – Niveau défini de risque sanitaire résultant d'une exposition ou d'une maladie particulière, qui est toléré par la société et utilisé pour fixer des objectifs liés à la santé.

Séparation à la source – Diversion des urines, des fèces, des eaux ménagères ou de la totalité, puis collecte (et traitement) séparé.

Surveillance opérationnelle – Le fait de mener une séquence planifiée d'observations ou de mesures des paramètres de contrôle pour évaluer si un paramètre de contrôle demeure en fonctionnement à l'intérieur des spécifications de conception (portant, pour le traitement des eaux usées par exemple, sur la turbidité). On s'intéresse plus particulièrement aux paramètres de surveillance pouvant être mesurés rapidement et facilement, et capables d'indiquer si le système fonctionne correctement. Les données de surveillance opérationnelle doivent aider les gestionnaires à prendre des mesures correctives pouvant prévenir la manifestation des dangers.

Vérification/surveillance – Application de méthodes, de procédures, de tests et d'autres évaluations, en plus de celles servant à la surveillance opérationnelle, pour déterminer si les paramètres du système sont conformes aux valeurs de conception et/ou si le système remplit des exigences spécifiées (analyse de la qualité microbienne de l'eau à la recherche d'*E. coli* ou d'œufs d'helminthes, analyse microbienne ou chimique des cultures irriguées, par exemple).

Systèmes de traitement biologique à faible débit – Utilise des procédés biologiques pour traiter les eaux usées dans de grands bassins, habituellement des bassins en terre. Caractérisés par des temps de séjour hydraulique longs. Comme exemples de traitements biologiques à faible débit, on peut mentionner les bassins de stabilisation, les réservoirs de stockage et de traitement des eaux usées et les marais artificiels.

Temps de séjour – Temps nécessaire aux eaux usées pour traverser le système.

Traitement avancé ou tertiaire – Étapes de traitement ajoutées au traitement secondaire pour éliminer certains constituants, tels que des nutriments, des matières solides en suspension, des matières organiques, des métaux lourds ou des matières solides dissoutes (sels, par exemple).

Traitement primaire – Procédé de traitement initial, servant à éliminer les matières organiques et inorganiques décantables par sédimentation et les substances flottantes (écume) par écumage. Comme exemples de traitements primaires, on peut mentionner la sédimentation primaire, la sédimentation primaire améliorée chimiquement et les réacteurs anaérobies à flux ascendant à couverture de boue.

Traitement secondaire – Étape de traitement des eaux usées succédant au traitement primaire. Comprend l'élimination des substances biodégradables dissoutes et des matières organiques colloïdales par des procédés de traitement biologique aérobie artificiels à haut débit. Comme exemples de traitements secondaires, on peut mentionner les boues activées, les filtres percolateurs, les bassins de lagunage aérés et les bassins d'oxydation.

Transmissivité – capacité d'écoulement d'un aquifère, mesurée en volume par unité de temps par largeur unitaire de l'aquifère – la transmissivité d'un sol désigne la capacité de percolation de ce sol.

Turbidité – Trouble de l'eau provoqué par la présence de matières fines en suspension.

Validation – Test du système et de ses différents composants pour prouver qu'il est en mesure de remplir des objectifs spécifiés (objectifs de réduction microbienne, par exemple). À effectuer lors du développement d'un nouveau système ou de l'adjonction de nouveaux procédés.

Vecteur – Insecte véhiculant la maladie d'un animal ou d'un humain à un autre (moustiques, par exemple).

Zone tampon – Terrain séparant les zones d'utilisation des eaux usées, des excreta et/ou des eaux ménagères des zones accessibles au public ; sert à prévenir l'exposition de la population aux dangers associés aux eaux usées, aux excreta et/ou aux eaux ménagères.

Cette troisième édition des ***Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères*** a été complètement mise à jour pour prendre en compte les nouveaux éléments scientifiques et les approches actuelles de la gestion des risques. Ces Directives révisées reflètent l'importance accordée à la prévention des maladies et aux principes de la santé publique.

Cette nouvelle édition répond à une demande grandissante de la part des Membres de l'OMS en conseils pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères en agriculture et en aquaculture. Elle s'adresse notamment aux spécialistes de l'environnement et de la santé publique, aux chercheurs, aux ingénieurs, aux décideurs politiques et aux responsables du développement des normes et des réglementations.

Ces Directives se présentent en quatre volumes séparés. ***Volume I : Aspects politiques et réglementaires ; Volume II : Utilisation des eaux usées en agriculture ; Volume III : Utilisation des eaux usées et des excreta en aquaculture ; et Volume IV : Utilisation des excreta et des eaux ménagères en agriculture.***

Au cours de la dernière décennie, les eaux usées sont devenues une ressource à part entière pour la production agricole. Le Volume II de ces Directives expose les nécessités de promouvoir les concepts et les pratiques d'utilisation sans risque des eaux usées, y compris les objectifs liés à la santé et les procédures minimales. Il couvre également les approches pour garantir la sécurité microbienne de l'utilisation des eaux usées en agriculture, qui ont fait l'objet d'une révision substantielle. Il présente l'évaluation de l'impact sanitaire des nouveaux projets d'utilisation des eaux usées.

9 789242 546835