



Directives pour la gestion intégrée des eaux urbaines en zone littorale méditerranéenne

PROGRAMME
D'ACTIONS
PRIORITAIRES



VOLUME II

Outils et instruments



**Directives pour
la gestion intégrée
des eaux urbaines
en zone littorale
méditerranéenne**



**VOLUME II
Outils et
instruments**

TABLE DES MATIERES

Liste des acronymes (volumes I et II)	vii
Glossaire	xv
Preface	ix
1 INTRODUCTION	1
1.1 POURQUOI UNE GESTION INTEGREE DES EAUX URBAINES EN ZONE LITTORALE MEDITERRANEENNE?	1
1.2 LE SYSTEME D'EAU URBAIN EN ZONE LITTORALE	2
1.3 LA GESTION INTEGREE DES EAUX URBAINES EN ZONE LITTORALE (GIEUZL)	4
1.4 LA PLANIFICATION POUR LA GESTION INTEGREE DES EAUX URBAINES EN ZONE LITTORALE	7
	9
2 LES SERVICES D'EAU URBAINS: MODELES PUBLICS ET PRIVES	9
2.1 LE DEBAT "PUBLIC OU PRIVE"	11
2.2 LES MODELES PUBLICS, PRIVES ET HYBRIDES	14
2.3 EVALUATION DES DIFFERENTS MODELES	14
2.3.1 Concurrence	15
2.3.2 Efficacité économique	16
2.3.3 Financement	17
2.3.4 Services sociaux et environnementaux	19
2.3.5 Transparence et contrôle démocratique	21
2.3.6 Réglementation	21
2.3.7 Intégration	22
2.3.8 Comparaison globale	22
2.4 STRUCTURES D'ORGANISATION AGREGÉES OU DESAGREGÉES	24
2.5 DEVELOPPER DES SCHEMAS D'ORGANISATION EFFICACES	25
	25
3 LE CADRE JURIDIQUE	25
3.1 LE ROLE DE LA REGLEMENTATION	25
3.2 LA REGLEMENTATION DES SERVICES D'EAU	25
3.2.1 Normes relatives aux clients et normes de service	26
3.2.2 Surveillance et compte-rendus	26
3.2.3 Exceptions	27
3.2.4 Planification et participation	27
3.3 LA REGLEMENTATION ECONOMIQUE	28
3.4 LA REGLEMENTATION DE SANTE PUBLIQUE	29
3.5 LA REGLEMENTATION DU CONTROLE DE LA POLLUTION	29
3.5.1 L'assainissement urbain	30
3.5.2 Le drainage pluvial	30
3.6 LA REGLEMENTATION ENVIRONNEMENTALE	31
3.7 LA REGLEMENTATION SUR LES RESSOURCES EN EAU	32
3.8 LA REGLEMENTATION SUR L'OCCUPATION DES SOLS ET L'AMENAGEMENT URBAIN	33
3.9 LES NORMES DE CONCEPTION	33
3.10 UN CADRE LEGISLATIF D'ENSEMBLE POUR LES SYSTEMES D'EAU URBAINS EN ZONE LITTORALE	35
	35
4 OUTILS ET TECHNIQUES D'AIDE A LA DECISION	35
4.1 LA GESTION DES DONNEES	36
4.1.1 Acquisition, gestion et utilisation des données	38
4.1.2 Les systèmes d'aide à la décision (SAD)	38
4.2 LES OUTILS D'EVALUATION	39
4.2.1 L'évaluation des impacts	42
4.2.2 L'analyse coûts-bénéfices	43
4.2.3 L'aide multi-critères à la décision (AMCD)	44
4.2.4 L'analyse des scénarios	44
4.3 L'EVALUATION DE LA PERFORMANCE ET LA DIFFUSION DES RESULTATS	47
4.3.1 L'évaluation du cycle de vie (ECV)	48

4.3.2	Indicateurs et compte-rendus sur la durabilité	49	9	LA PREVENTION DES RISQUES	115
4.3.3	L'analyse comparée de performance	49	9.1	LES PRINCIPES DE LA PREVENTION DES RISQUES	115
5	LA GESTION URBAINE DE LA DEMANDE EN EAU	50	9.2	LES FACTEURS DE RISQUE ET LES IMPACTS DANS LES SYSTEMES D'EAU URBAINS EN ZONE LITTORALE	117
5.1	QU'EST-CE QUE LA GESTION URBAINE DE LA DEMANDE EN EAU?	51	9.2.1	Les dangers	117
5.2	LA GESTION AMELIOREE DE L'APPROVISIONNEMENT	51	9.2.2	Les risques liés aux infrastructures hydrauliques urbaines	119
5.3	LA MAITRISE DES PERTES DANS LE RESEAU DE DISTRIBUTION	52	9.2.3	Les impacts	121
5.3.1	La comptabilisation et la mesure de l'eau	53	9.3	DEVELOPPER UN PLAN DE PREVENTION DES RISQUES POUR LES SYSTEMES D'EAU URBAINS EN ZONE LITTORALE	121
5.3.2	La maîtrise des pertes	53			
5.3.3	La gestion de la pression	57			
5.4	L'ECONOMIE D'EAU DANS LES UTILISATIONS FINALES	58			
5.5	INFORMATION, EDUCATION ET PARTICIPATION SOCIALE	59			
5.6	LA REGLEMENTATION	60			
5.7	LA TARIFICATION	60			
5.8	LA PLANIFICATION URBAINE	62			
5.9	UN PLAN DE GESTION DE LA DEMANDE EN EAU	65			
5.10	LES BESOINS EN DONNEES ET EN EVALUATION	65			
6	LES TECHNOLOGIES DU CYCLE URBAIN DE L'EAU	65			
6.1	DEFINITION DES TECHNOLOGIES DU CYCLE URBAIN DE L'EAU	65			
6.2	LE RECYCLAGE CENTRALISE DES EAUX USEES	69			
6.3	LE TRAITEMENT NATUREL DES EAUX USEES	70			
6.4	LE TRAITEMENT LOCALISE DES EAUX USEES	72			
6.5	SEPARATION A LA SOURCE ET SYSTEMES MULTIPLES D'ASSAINISSEMENT	72			
6.6	LA COLLECTE DOMESTIQUE DES EAUX DE PLUIE	78			
6.7	LA COLLECTE, L'INFILTRATION ET LA RETENTION DES EAUX PLUVIALES	80			
6.8	LA RECHARGE DES NAPPES PHREATIQUES	80			
6.9	LA DOUBLE ALIMENTATION	81			
6.10	LE DESSALEMENT	83			
6.11	LES POLITIQUES DE SOUTIEN	83			
7	LA TARIFICATION DES SERVICES D'EAU	83			
7.1	LES OBJECTIFS DE LA TARIFICATION ET DES COMPROMIS	84			
7.1.1	L'efficacité économique	85			
7.1.2	L'équité	86			
7.1.3	La protection de l'environnement	87			
7.1.4	La durabilité financière	88			
7.2	LES SYSTEMES DE TARIFICATION	89			
7.2.1	Tarif forfaitaire ou tarif volumétrique	91			
7.2.2	Tarification uniforme ou par tranches progressives	92			
7.2.3	Les tarifs différenciés	93			
7.2.4	Les instruments d'aide à la capacité à payer	94			
7.2.5	La tarification des eaux usées et des eaux pluviales	95			
7.2.6	La redevance de prélèvement	95			
7.2.7	Le processus d'établissement de la tarification	95			
7.3	RECOMMANDATIONS POUR UNE TARIFICATION APPROPRIEE DES SERVICES D'EAU URBAINS	99			
8	LA PARTICIPATION DE LA POPULATION	100			
8.1	JUSTIFICATION POUR LA PARTICIPATION DE LA POPULATION	101			
8.2	LES DEGRES DE PARTICIPATION	101			
8.3	OU ET QUAND: LA PARTICIPATION DE LA POPULATION ET LA PLANIFICATION DANS LA GIEUZL	102			
8.4	ORGANISER UN PROCESSUS PARTICIPATIF	104			
8.5	LES TECHNIQUES	105			
8.5.1	Information et consultation	106			
8.5.2	Plate-formes pour des processus participatifs	109			
8.5.3	Processus délibératoires visant à inclure la population (PDI)	110			
8.5.4	Utilisation du vote	113			
8.6	QUELQUES QUESTIONS SUR LA PARTICIPATION DE LA POPULATION				
8.7	PRINCIPES DIRECTEURS POUR LES PROCESSUS PARTICIPATIFS				
				BIBLIOGRAPHIE (volumes I et II)	127

Liste des figures

Figure 1.1	Les forces, pressions, état et impacts sur les ressources en eau urbaines et la nécessité d'une approche intégrée	2
Figure 1.2	Le système des eaux urbaines	3
Figure 1.3	Schéma du cycle urbain de l'eau (modifié d'après PCE, 2000)	4
Figure 1.4	Interfaces entre le système des eaux urbaines, le bassin versant, la ville et le littoral	5
Figure 1.5	Les frontières du système des eaux urbaines traditionnel et les directions de leur extension (indiquées par des flèches)	5
Figure 1.6	Les phases progressives d'intégration	6
Figure 1.7	Les étapes du processus de plan directeur pour un système des eaux urbaines en zone littorale	7
Figure 2.1	Le cycle d'alternance entre contrôle privé et contrôle public (Kraemer, 1998)	10
Figure 2.2	Opérations centrales et non centrales dans les systèmes d'eau urbains	11
Figure 2.3	Typologie de la participation du secteur privé dans les services d'eau urbains (Kraemer, 1998)	12
Figure 2.4	Taxonomie des modèles d'organisation "public - privé"	12
Figure 2.5	Les canaux de financement (Lee et al, 2001)	16
Figure 4.1	Les principaux composants d'un système d'aide à la décision	36
Figure 5.1	Les économies possibles dans la chaîne d'approvisionnement en eau	50
Figure 5.2	Un système de comptabilisation de l'eau (EPA, 1998)	51
Figure 5.3	Flux d'information pour une prévision de la demande	61
Figure 6.1	Représentation schématique d'une zone humide artificielle (UNEP-IETC, 2002)	69
Figure 6.2	Un système simple de collecte des eaux de pluie	73
Figure 6.3	Représentation schématique de bandes enherbées et de noues (CIRIA, 2001)	74
Figure 6.4	Représentation schématique d'un bassin d'infiltration (CIRIA, 2001)	75
Figure 6.5	Coupe schématique de surfaces perméables (CIRIA, 2001)	76
Figure 6.6	Coupe schématique d'un puits d'infiltration (CIRIA, 2001)	77
Figure 6.7	Représentation schématique d'un étang (CIRIA, 2001)	78
Figure 6.8	Méthode de recharge des nappes phréatiques (Fox, 1999)	79
Figure 7.1	Le prix de revient de l'eau (Rogers et al, 2002)	84
Figure 8.1	Les différents niveaux de participation (adapté d'après Videira et al, 2003, IAP, 2000)	100
Figure 8.2	Les moments de la participation de la population dans le cycle de décision (Videira et al, 2003)	101
Figure 9.1	Les composantes de la prévention des risques (modifié à partir d'Ale, 2002)	115
Figure 9.2	Les cinq étapes du processus de la prévention des risques (Ale, 2002)	116
Figure 9.3	Processus de planification des risques et participation des acteurs concernés	121

Liste des tableaux

Tableau 1.1	Les outils de la GIEUZL	8
Tableau 2.1	Les sources de financement des services d'eau (Hall, 2001)	16
Tableau 2.2	Comparaison des principaux modèles d'organisation publics et privés	22
Tableau 3.1	Instruments juridiques pour la gestion urbaine de l'eau	34
Tableau 5.1	Quelques technologies visant l'économie d'eau (Opitz and Dzieglewski, 1998, IPTS, 1999)	54
Tableau 5.2	Quelques économies d'eau potentielles (données Europe, IPTS, 1999)	55
Tableau 5.3	Les mesures de gestion de la demande en eau (adaptées de l'EPA, 1998)	63
Tableau 6.1	Charges de pollution dans des échantillons d'eaux usées d'origine domestique (Matsui et al, 2001)	70
Tableau 6.2	Les principales caractéristiques des techniques de recharge des nappes (Fox, 1999)	79
Tableau 7.1	Comparaison des différents systèmes de tarification	90
Tableau 8.1	Evaluation des techniques de participation (fondée sur COSLA, 2002)	110

Liste des encadrés

Encadré 1.1	Eléments du système des eaux urbaines en zone littorale	3
Encadré 2.1	Les causes de la défaillance du secteur public (Rees, 1998)	9
Encadré 2.2	Les causes de la défaillance du secteur privé (Rees, 1998)	10
Encadré 2.3	Modèles d'organisation publics et privés	13
Encadré 2.4	Porto Alegre, Brésil: un exemple de participation du public dans un service d'eau urbain (Hall et al, 2002)	19
Encadré 2.5	Santa Cruz, Bolivie: un exemple de coopérative dans le domaine de l'eau (Gleick et al, 2002)	20
Encadré 3.1	Normes internationales relatives à la réutilisation des eaux usées	29
Encadré 4.1	Les étapes d'une étude d'impact sur l'environnement	38
Encadré 4.2	Les étapes d'une analyse coûts-bénéfices	39
Encadré 4.3	Les techniques d'appréciation économique aux fins d'estimation des coûts et des bénéfices	40
Encadré 4.4	Une plate-forme pour l'AMCD participative: le modèle logiciel NAIADE (Munda, 1995, de Marchi et al, 2002)	42
Encadré 4.5	Résumé des indicateurs de développement durable couvrant les aspects techniques et environnementaux d'un système des eaux urbaines (Lundin, 1999)	45
Encadré 4.6	Les indicateurs de durabilité environnementale du secteur de l'eau au Royaume-Uni (Water U.K., 1999)	46
Encadré 4.7	Les indicateurs d'analyse comparée de performance (benchmarking)	47
Encadré 5.1	Coûts et bénéfices de la gestion de la demande en eau (Dziegielewski et al, 1995)	49
Encadré 5.2	Un exemple de bonne pratique dans la gestion améliorée des ressources: un système d'aide à la décision pour la gestion de l'eau dans la ville d'Athènes (Grèce) (source: Kallis et Coccossis, 2003)	50
Encadré 5.3	Exemple de calcul au moyen de l'indice de fuites des infrastructures (Lambert et al, 2000)	53
Encadré 5.4	Los Angeles: un bon exemple de programme associatif de GUDE	55
Encadré 5.5	Eléments d'un programme d'économie d'eau visant les usages finaux (Dziegielewski et al, 1995)	56
Encadré 5.6	Les facteurs qui affectent la participation sociale à la GUDE (Dziegielewski et al, 1995)	57
Encadré 5.7	Le contenu d'un plan global de gestion de la demande en eau (EPA, 1998)	62
Encadré 6.1	Les nouvelles technologies pour le traitement traditionnel des eaux usées (source: STOA, 2000)	66
Encadré 6.2	Opérations et procédés utilisés dans la récupération des eaux usées (Asano, 1999)	67
Encadré 6.3	Catégories de réutilisation des eaux usées et leurs contraintes potentielles	68
Encadré 7.1	Les compromis de la tarification de l'eau	87
Encadré 7.2	Les éléments d'une structure tarifaire (OCDE, 1999)	88
Encadré 7.3	La fixation des prix par le Comité du Ruban bleu de Los Angeles	96
Encadré 8.1	Quelques éléments d'explication sur l'intérêt croissant à l'égard des processus participatifs (d'après Pimbert et Wakeford, 2001)	99
Encadré 8.2	L'organisation d'un processus participatif (adapté de l'IGEE, 2002)	102
Encadré 8.3	Les procédures de sélection des participants à un processus décisionnel délibératoire (Adapté de Holmes et Scoones, 2000)	103
Encadré 8.4	Typologie des acteurs pouvant être impliqués dans la gestion de l'eau (COMEC, 2002)	104
Encadré 8.5	Questions permettant d'évaluer la performance d'un processus participatif (IGEE, 2002)	105
Encadré 8.6	L'atelier de production d'une vision commune pour la gestion durable de l'eau sur l'île grecque de Naxos (Kallis <i>et al</i> , 2004)	108
Encadré 9.1	Les dangers et leurs impacts sur les systèmes d'eau urbains en zone littorale	118
Encadré 9.2	Impacts potentiels d'une sécheresse (WDCC, 1998)	120
Encadré 9.3	Un bon exemple de plan d'urgence en cas de sécheresse: Séville, Espagne (Manuel relatif à la sécheresse de l'EMASESA, 2000, extrait de Suzenet et al, 2001)	124

Liste des acronymes (volumes I et II)

ACB	Analyse coûts-bénéfices	FFOM	Forces - faiblesses - opportunités - menaces
ACE	Analyse coûts-efficacité	GIEUZL	Gestion intégrée des eaux urbaines en zone littorale
AEE	Agence européenne pour l'environnement	GIL	Gestion intégrée du littoral
AIE	Association internationale de l'eau	GUDE	Gestion urbaine de la demande en eau
AMCD	Aide multi-critères à la décision	IAURIF	Institut d'aménagement urbain de la région Ile de France
BM	Banque mondiale	IDD	Indicateurs de développement durable
BOO	Build, Operate and Own - construire, exploiter et posséder	IEMA	Institute of Environmental Management and Assessment - Institut de gestion et d'évaluation environnementales
BOT	Build, Operate and Transfer - construire, exploiter et transférer	IFI	Indice de fuites des infrastructures
CAN	Coût actuel net	IPDURPIDF	Institut de planification et de développement urbain de la région Paris Ile de France
CCE	Conseil des Communautés européennes	IPPR	Institute for Public Policy Research - Institut de recherche sur les politiques publiques
CEC	Commission des Communautés européennes	ISO	International Organisation for Standardisation - Organisation internationale de standardisation
CENUE	Commission économique des Nations unies pour l'Europe	MED	Multi-Effect Distillation - distillation multi-effets
CIRIA	Construction Industry Research and Information Association - association (anglosaxonne) pour l'information et la recherche dans l'industrie du bâtiment	MSF	Multi-Stage Flash - distillation flash par détente successive
CITE/PNUE	Centre international de technologie environnementale du PNUE	MSTS	Matières solides totales en suspension
CMDD	Commission méditerranéenne sur le développement durable	OCDE	Organisation pour la coopération et le développement économique
COSLA	Convention of Scottish Local Authorities - convention des collectivités locales d'Ecosse	OFWAT	Office for Water Services, England and Wales - Bureau des services de l'eau (Angleterre et Pays de Galles)
COT	Carbone organique total	OI	Osmose inverse
CRA/PAP	Centre régional d'activités du Programme d'actions prioritaires	OMS	Organisation mondiale de la santé
CV	Compression de vapeur	PAG/PNUE	Programme d'action global du PNUE
DBO	Demande biologique en oxygène	PAHO/WHO	Pan American Health Organisation, Regional Office of WHO - Organisation panaméricaine de la santé, bureau régional de l'OMS
DCEE	Directive-cadre européenne sur l'eau	PAM	Plan d'action pour la Méditerranée
DCO	Demande chimique en oxygène	PCE	Parliamentary Commissioner for the Environment - Commission parlementaire pour l'environnement (Nouvelle Zélande)
DDD	Dossiers de développement durable	PER	Pression état réponse
DMAE	Departamento Municipal do Agua e Esgoto, Porto Alegre, Brazil	PDI	Processus délibératoires inclusifs
DWP	Department of Water and Power, Los Angeles	PIR	Plan intégrée des ressources
ECV	Evaluation du cycle de vie	PME	Partenariat mondial de l'eau
EI	Evaluation intégrée	PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
EIE	Etude d'impact sur l'environnement	PPP	Partenariat public privé
EIS	Evaluation d'impact social	PURE	Projet urbain respectueux de l'eau
EMAS	Eco-Management and Auditing Scheme - dispositif (européen) d'audit et de gestion environnementales	RCI	Rentabilité du capital investi
EMASESA	Municipal Water Company of the City of Seville	SAD	Système d'aide à la décision
EOST	Evaluation des options scientifiques et technologiques	SARL	Société anonyme à responsabilité limitée
EPA	Environmental Protection Agency - Agence de protection de l'environnement (Etats-Unis)	SCA	Sédimentation chimiquement assistée
ESE	Evaluation stratégique environnementale	SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry - Association de chimie et toxicologie environnementales
FAO	Food Agriculture Organisation - Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture		



SGBD	Système de gestion de base de données
SIG	Système d'information géographique
TRI	Taux de rémunération interne
UE	Union européenne
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation - Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture
US CMSEER	Commission on Marine Science, Engineering and Resources - Commission sur les ressources, l'ingénierie et la science marines (Etats-Unis)
VAA	Volonté à accepter
VAN	Valeur actuelle nette
VAP	Volonté à payer
VEWIN	The Netherlands Waterworks Association, Vereniging van Waterbedrijven in The Netherlands
VTA	Valeur temps de l'argent
WDCC	The Western Drought Co-ordination Council - Conseil occidental de coordination contre la sécheresse
WRI	World Resources Institute - Institut mondial sur les ressources

PREFACE

Le Centre d'activités régionales du Programme d'actions prioritaires (CAR/PAP) du Plan d'action pour la Méditerranée (PAM) conduit des activités dans le domaine de la gestion de l'eau en zone littorale, qui est considérée comme une problématique prioritaire.

Le PAP concentre ses efforts sur l'assistance aux Etats méditerranéens pour réaliser les objectifs définis dans le chapitre 18 de l' "Agenda 21", un document de politique générale sur les ressources en eau, adopté par de nombreux gouvernements. Les recommandations émises par la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement (CNUED, Rio, 1992) constituent la base de la Charte méditerranéenne de l'eau (CME, Rome, 1992) et furent approuvées dans leur intégralité par la Conférence de Tunis (Tunis, 1994), dans le cadre de l' "Agenda MED 21".

Parmi les activités menées au sein de l'axe prioritaire de la gestion de l'eau en zone littorale, le PAP a élaboré les "Directives pour une approche intégrée dans le développement, la gestion et l'utilisation des ressources en eau en zone littorale".

En adéquation avec les priorités et principes généraux de l' "Agenda 21" et de l' "Agenda MED 21", ainsi que de la Conférence Euro-méditerranéenne de Barcelone en 1995, et en collaboration avec la Commission méditerranéenne pour le développement durable (CMDD), le PAP a élaboré les "Directives pour la gestion intégrée des eaux urbaines en zone littorale méditerranéenne".

HISTORIQUE

Le CAR/PAP a missionné le Docteur Giorgos Kallis, chercheur associé au Laboratoire d'environnement et de planification spatiale de l'Université de Thessalie, pour élaborer ces Directives, à titre d'auteur et de coordinateur du travail.

Madeleine Theochari, chercheur associée au Laboratoire d'environnement et de planification spatiale de l'Université de Thessalie, a apporté son assistance aux travaux de recherche et de rédaction.

Diverses personnes et organisations ont contribué à l'élaboration de ces Directives. L'auteur tient à leur exprimer toute sa reconnaissance pour leur assistance et leur soutien, en particulier au Professeur Jure Margeta (Département de génie civil et d'architecture, de l'Université de Split), à Ivica Trumbic (CAR/PAP), à Hachmi Kennou (Institut méditerranéen de l'eau) et au Professeur Harry Coccossis (Université de Thessalie).

Ces Directives ont bénéficié de la participation de l'auteur principal de trois projets de recherche sur l'eau de l'Union européenne:

- **METRON** (*Metropolitan Areas and Sustainable Use of Water - Métropoles et utilisation durable de l'eau*), Programme Environnement et Climat (Environment and Climate Programme, ENV4-CT97-0565).
- **ADVISOR** (*Integrated Evaluation for Sustainable River Basin Governance - Evaluation intégrée pour la gouvernance durable des bassins hydrographiques*), Programme Energie et Développement durable (Energy and Sustainable Development Programme, EVK1-CT-2000-00074).
- **PRINWASS** (*Barriers to and Conditions for the involvement of Private Capital and enterprise on water supply and sanitation in Latin America and Africa - Obstacles et conditions pour l'implication des capitaux et entreprises privés dans l'alimentation en eau et l'assainissement en Amérique Latine et en Afrique*), Programme de coopération internationale avec les pays en développement (International Co-operation - Developing Countries (INCO-DC) Programme, EVK1-CT-2000-00074.)

Ce travail a été réalisé à la suite d'un rapport préliminaire, rédigé par le Professeur Jure Margeta, coordinateur et co-auteur de l'étude, le Professeur Ernest Azzopardi, Iacovos Iacovides et Michael Sevenser.

INDICATIONS AU LECTEUR

Quel est l'objet de ces Directives?

La gestion de l'eau est un facteur clé du développement urbain durable en zone littorale. En retour, le développement urbain durable en zone littorale est nécessaire à la gestion durable des ressources en eau en Méditerranée, caractérisées par la pénurie.

Les villes du littoral de la Méditerranée font face à d'importants problèmes dans la gestion de leurs ressources en eau. Pollutions, pénuries, sécheresses et inondations sont de plus en plus fréquentes et induisent des tensions et des conflits, tant au sein des villes elles-mêmes qu'entre zones urbaines et rurales. Les infrastructures existantes vieillissent et leur remplacement est coûteux. L'urbanisation continue, surtout à la périphérie des villes, engendre des besoins coûteux en infrastructures nouvelles.

La pression de l'urbanisation est particulièrement intense sur le littoral. De nombreux usages et activités en concurrence (habitat, infrastructures, activités économiques diverses, écosystèmes...) sont concentrés dans un territoire étroit. Les ressources en eau sur le littoral présentent des caractéristiques qui justifient une approche particulière, en raison des interactions complexes entre les eaux de surface, les eaux souterraines et l'eau de mer.

Le volume 1 de ces Directives a fourni un cadre conceptuel pour la gestion intégrée des eaux urbaines en zone littorale, et pour sa planification.

Ce volume 2 des Directives vise à:

- expliquer, décrire et fournir des conseils sur certains aspects de la mise en œuvre
- exposer les compromis et les obstacles éventuellement rencontrés dans la mise en œuvre, en suggérant des pistes pour faire les bons choix

Ce document contient:

- Une présentation des différents modèles d'organisation, publics et privés, des services d'eau urbains ainsi qu'une appréciation sur leurs avantages et inconvénients respectifs (chapitre 2)

- Une présentation du cadre juridique d'ensemble pour les systèmes d'eau urbains en zone littorale (chapitre 3)
- Une identification des informations requises et des outils d'aide à la décision, relatifs à la gestion intégrée des eaux urbaines (chapitre 4)
- Des conseils pour conduire un programme de gestion de la demande en eau (chapitre 5)
- Une présentation des nouvelles technologies multifonctionnelles disponibles pour la gestion de l'eau, de l'assainissement et du drainage, et une appréciation sur chacune d'elles (chapitre 6)
- Une présentation des différentes alternatives possibles pour la tarification de l'eau, et une appréciation sur leurs caractéristiques, avantages et inconvénients respectifs (chapitre 7)
- Des conseils pour conduire un programme efficace de participation du public (chapitre 8)
- Des conseils pour élaborer un plan de prévention des risques (chapitre 9)

Il faut considérer ces Directives comme un outil général de référence. Des informations détaillées sur chaque instrument sont disponibles dans la littérature scientifique spécialisée. Les références correspondantes sont indiquées dans le texte.

A qui ces Directives sont-elles destinées?

Ces Directives sont destinées aux ingénieurs, urbanistes, scientifiques de disciplines naturelles et sociales, ainsi qu'aux responsables urbains de l'eau. En particulier, ces Directives seront utiles aux personnes ou entités suivantes:

- les responsables de politique générale, au niveau national et dans le secteur urbain, impliqués dans la gestion de l'eau, la gestion du littoral ou l'urbanisme
- les entités, publiques ou privées, responsables de services urbains de l'eau et de l'assainissement sur le littoral de la Méditerranée
- les praticiens, universitaires et étudiants du domaine de la gestion urbaine de l'eau
- toute autre personne ou organisation participant activement à la politique ou à la gestion urbaine de l'eau

Succédant au volume 1, dans lequel les conseils de base sont donnés dans un langage clair et

accessible, le volume 2 aborde les sujets de façon plus détaillée. A ce titre, il demande au lecteur davantage d'attention, ainsi que la capacité et la volonté à comprendre des sujets scientifiques complexes. Le lecteur qui ne s'intéresse qu'aux enseignements de politique générale les plus importants du volume 2 (et moins aux analyses sous-jacentes) se référera aux chapitres 4 et 5 du volume 1.

Certaines de ces Directives sont destinées à un public plus spécialisé:

- Le chapitre 2 est destiné aux responsables de politique générale au sein des ministères des finances, de l'environnement, etc., des pays de la Méditerranée, qui s'intéressent aux avantages et inconvénients de la privatisation des services d'eau urbains.
- Le chapitre 3 est destiné aux responsables de politique générale, aux législateurs et aux autorités de réglementation de niveau national, en charge des services urbains de l'eau.
- Les chapitres 4, 5, 6 et 9 sont destinés au personnel spécialisé des services d'eau urbains, impliqué dans la gestion de l'eau. Le chapitre 5 intéressera les responsables de politique générale qui souhaitent développer des stratégies de gestion de la demande en eau.
- Le chapitre 7 concerne le personnel des services d'eau urbains ou les administrations nationales et municipales, chargés d'établir des tarifications.
- Le chapitre 8 servira aux administrations nationales et locales, chargées de promouvoir la participation de la population, ainsi qu'aux organisations de la société civile qui souhaitent promouvoir la participation.

Messages clefs

1. **Public ou privé.** La question "public ou privé?" est trompeuse. Il existe différentes dispositions pour organiser la participation des secteurs public et privé. Les différents modèles fonctionneront plus ou moins bien, selon la qualité de la mise en œuvre et les caractéristiques du contexte local. Il ne faut pas "importer" des modèles de l'étranger vers les villes du littoral de la Méditerranée; des modèles adaptés au contexte local sont préférables. La privatisation ne remplace aucunement une politique saine et régulatrice de tarification et de financement. Les services d'eau publics fonctionnent mal là où le secteur public est faible; cependant, une privatisation réglementée par un secteur public faible ne constitue pas une meilleure alternative. Un certain degré d'autonomie par rapport à l'Etat doit être laissé aux services d'eau urbains, qu'ils soient publics ou privés.
2. **Législation.** Une loi sur les services d'eau et une loi sur les ressources en eau doivent servir de fondement à un cadre juridique d'ensemble, applicable à tous les services d'eau, publics ou privés. Ces lois seront accompagnées, le cas échéant, d'autorisations ou de contrats particuliers entre l'Etat et les services d'eau. Les coûts de la réglementation peuvent contrarier sa mise en place, surtout dans les petites agglomérations méditerranéennes démunies où l'administration est faible. Une législation excessive risque de bloquer son application. Le principe de subsidiarité exige que la mise en œuvre reste une prérogative locale (gérée par l'entité compétente d'échelon le plus bas, les décisions étant ainsi prises au plus près du citoyen), tout comme le choix des normes qui diffère selon le type de système des eaux urbaines. Il faut trouver un équilibre subtil pour éviter une application défailante. Les problèmes liés à l'application des lois sont exacerbés par la nature même des ressources en eau et des infrastructures hydrauliques, qui rend leur surveillance difficile et coûteuse. Un problème majeur est la capacité des administrations à remplir leur rôle de réglementation qui demande des moyens, face aux restrictions dans les budgets publics ou les politiques de personnel.
3. **Aide à la décision.** La planification et la gestion urbaines de l'eau doivent s'appuyer sur l'utilisation adéquate des informations et, dans la mesure du possible, sur l'utilisation de systèmes d'aide à la décision modernes et avancés, conçus dans leur objectif. Les décisions doivent s'appuyer sur une combinaison intégrée d'instruments d'évaluation économique (ACB,

ACE), environnementale (EIE, ESE, ECV) et multidimensionnelle (AMCD, analyse des scénarios).

4. **Gestion de la demande.** Les services d'eau doivent faire basculer leur attention et leurs efforts de gestion, sur la demande en eau plutôt que sur l'approvisionnement. Des solutions existent pour réduire l'utilisation de l'eau: cela va de la gestion améliorée des ressources et de l'efficacité de l'acheminement, jusqu'à des programmes ciblés sur les consommateurs finaux (modernisation de leurs appareils, remises, etc.). Eduquer et sensibiliser le public, mais aussi former les usagers sur les économies d'eau, sont des préalables. Chaque service d'eau doit mettre au point un plan et un programme de gestion de la demande afin de rationaliser et officialiser les efforts. L'Etat a un rôle important à jouer dans la promotion de la gestion de la demande par le biais de tarifications incitatives, de réglementations sur l'usage de l'eau, de promotion de projets urbains respectueux de l'eau, ainsi que de politiques de croissance saines. Il est nécessaire de mettre en place, à l'échelle méditerranéenne, un système d'échange d'informations et une base de données sur l'évaluation de la gestion de la demande. Le PAM du PNUE a un rôle important à jouer dans ce sens.
5. **Nouvelles technologies.** Des technologies modernes de gestion des eaux usées et des eaux pluviales ont été développées en tirant parti des processus naturels ou combinant de multiples fonctions (alimentation en eau, contrôle de la pollution, paysagisme urbain...). Des technologies décentralisées et à petite échelle peuvent convenir dans des agglomérations méditerranéennes de taille réduite à moyenne, dans des zones péri-urbaines en développement, ou même dans certains projets ou équipements de grande ville (comme les parcs, hôtels, bâtiments publics). La plupart de ces technologies sont disponibles dans le commerce et économiquement abordables, sauf là où le terrain est très cher. Ces technologies doivent être intégrées dans l'aménagement urbain (conception urbaine respectueuse de l'eau). L'application de ces technologies et l'information du public doivent être réglementées car, en cas de mauvaise application, certaines peuvent créer des risques pour la santé publique. L'Etat doit instaurer des incitations économiques afin de promouvoir l'adoption de ces technologies.
6. **Tarification de l'eau.** Des systèmes de tarification avancés doivent être conçus pour équilibrer de façon optimale les objectifs d'efficacité, d'accessibilité, d'économie d'eau

et de revenus. L'élaboration de la tarification doit reposer sur une analyse scientifique approfondie des usages de l'eau. Les prix doivent s'appuyer sur les coûts marginaux prévisionnels (à long terme). Les coûts externes doivent être répercutés sur le prix (en particulier ceux liés aux dommages environnementaux). Les services d'eau urbains doivent être eux-mêmes soumis à la taxation de la gestion de bassin, de préférence basée sur l'usage réel. Il faut interdire toute subvention globale à une nouvelle infrastructure ou au prix de l'eau. Des subventions ciblées, liées à des fonctions ou usages particuliers, peuvent être mises en place pour des raisons sociales ou environnementales jugées nécessaires, et après justification explicite et transparente. Les recettes et les excédents injustifiés, résultant d'augmentation des prix, seront contrôlés. Les surcoûts administratifs raisonnables, liés aux systèmes de tarification plus avancés, peuvent être répercutés sur les prix. Des mesures explicites doivent être proposées pour rendre le tarif de l'eau accessible aux populations à faibles revenus. Une tarification différenciée selon le type d'utilisateur, la saison ou le type d'approvisionnement doit être envisagée quand c'est pertinent. L'établissement des prix doit être conforme à un processus explicitement décrit dans la législation. Ce processus doit être transparent, ouvert aux acteurs concernés, et la prise de décision doit être participative. Les tarifs et les factures d'eau doivent être clairs et compréhensibles. Les réformes de la tarification doivent être communiquées au public en temps voulu. Leur impact doit être suivi, et la période de transition gérée avec soin.

7. **Participation de la population.** La participation de la population doit être acquise dans toutes les décisions et étapes clés de la planification urbaine de l'eau. Cette participation comprend, entre autres, l'accès à l'information, l'information du public et la consultation publique. Elle prend aussi prendre des formes plus directes d'engagement des acteurs concernés et du public, telles que les délibérations conduisant aux décisions. Les délibérations inclusives sont des techniques décisionnelles formalisées qui contribuent à l'apprentissage social et au consensus informel entre les participants. Les pouvoirs publics et les services d'eau urbains devraient les expérimenter dans leurs décisions. La participation publique rencontre divers problèmes qui doivent être réglés au niveau local, comme la sélection des participants, le pouvoir inégal entre les participants, les coûts de la participation et l'utilisation des données scientifiques.

8. Prévention des risques. Les systèmes d'eau urbains sur le littoral méditerranéen sont confrontés à toute une série de dangers tels que les sécheresses, les inondations et autres événements climatiques extrêmes (séismes, etc.). Le changement climatique augmente la probabilité de ces dangers, pendant que l'urbanisation, en particulier en zone péri-urbaine, rend les populations et les infrastructures plus vulnérables. La prévention des risques doit être un élément essentiel de la gestion intégrée des eaux urbaines. La prévention des risques comprend l'analyse (dangers, probabilité et vulnérabilité), la mise en œuvre de mesures d'atténuation et de préparation, ainsi que l'établissement de mesures normalisées d'intervention d'urgence. La prévention des risques exige que les décisions concernant les niveaux de risque acceptables soient prises en collaboration avec les différents acteurs concernés et avec la population.

GLOSSAIRE

Bassin versant (hydrographique)

Territoire sur lequel tous les ruissellements de surface, par le biais des cours d'eau, rivières, fleuves, éventuellement lacs, atteignent la mer en une seule extrémité fluviale, estuaire ou delta.

Bassin urbain

Sous-bassin(s) occupé(s) ou utilisé(s) pour l'alimentation en eau d'une zone urbaine.

Boues

Sédiments semi-fluides résultant du traitement de l'eau, de l'assainissement et/ou d'autres déchets.

Conservation (ou économie d'eau)

Ensemble de mesures visant à réduire les usages ou les pertes d'eau, pour des raisons sociales.

Coût marginal

Coût additionnel pour la production d'une unité supplémentaire d'un bien ou d'un service.

Coût global de l'eau

Somme des coûts d'investissement, de fonctionnement et des coûts externes des services d'eau.

Cycle urbain de l'eau

Parcours naturels et parcours régulés que l'eau suit dans un écosystème urbain, sous forme gazeuse, liquide ou solide.

Danger

Événement, phénomène physique et/ou activité humaine, potentiellement dangereux, pouvant causer des dommages matériels, des dommages corporels pouvant aller jusqu'à la perte de vies humaines, des dysfonctionnements socio-économiques, ou des dégradations environnementales.

Eaux de surface

Toutes les eaux à la surface d'un territoire, stagnantes ou en écoulement (c'est-à-dire les cours d'eau, rivières, fleuves, polders, lacs).

Eaux côtières

Eaux de surface situées du côté terrestre d'une ligne, dont chaque point se situe à une distance d'un mile nautique du côté mer à partir du point le

plus proche de la ligne initiale à partir de laquelle on mesure l'étendue des eaux territoriales, et s'étendant suivant le cas jusqu'à la limite extérieure des eaux de transition.

Eaux pluviales

Eaux provenant des précipitations et qui ne se seraient ni infiltrées dans le sol ni évaporées.

Eaux souterraines

Eaux présentes dans des formations géologiques sous la surface du sol, dans une zone de saturation et en contact direct avec le sol et les sous-sols, qui peuvent émerger à la surface par le biais de puits ou de sources.

Eaux usées

Eaux contenant des déchets, comprenant les eaux grises, les eaux noires et celles contaminées par contact avec des déchets, dont les rejets industriels et les ruissellements pluviaux contaminés.

Ecosystème

Système biologique composé d'une communauté d'organismes vivants et de son environnement non vivant associé.

Ecosystème urbain

Système combiné d'êtres humains, d'organismes vivants, de constructions et d'artifices divers qui composent une ville.

Effluents

Rejets liquides issus des stations d'épuration des eaux usées ou des usines industrielles.

Externalité

Profit ou coût non inclus dans le prix de biens et services échangés sur le marché.

Gestion urbaine de la demande en eau

Politiques ou mesures permettant de maîtriser ou d'influencer les quantités d'eau utilisées dans une ville.

Nappe phréatique

Couche(s) souterraine(s) rocheuse(s) ou autre strate géologique, suffisamment poreuse et perméable pour permettre, soit un débit significatif

d’eau souterraine, soit le prélèvement de quantités significatives d’eau souterraine.

Plan directeur

Document de planification à long terme (10-20 ans) contenant les éléments de stratégie et de plan d’action.

Plan d’urbanisme

Plan qui attribue la localisation des activités sociales et économiques dans l’espace urbain.

Potable (eau)

Eau saine pouvant être bue sans danger.

Privatisation

Cession permanente ou provisoire de parts de systèmes d’eau urbains à des entités privées.

Recyclage des eaux usées

Réutilisation d’effluents urbains traités.

Réseau d’assainissement

Réseau d’évacuation des eaux usées.

Réseau unitaire

Réseau d’évacuation à la fois des eaux usées et des eaux pluviales.

Réseau pluvial

Réseau d’évacuation des eaux pluviales.

Risque

Probabilité de conséquences négatives ou de pertes, résultant des interactions entre des dangers d’origine naturelle ou humaine et des conditions de vulnérabilité.

Service d’eau urbain

Entité publique ou privée impliquée dans la prestation de services urbains de l’eau.

Services urbains de l’eau

Fonctions assurées par l’ensemble construit des infrastructures d’alimentation en eau, d’assainissement et de drainage pluvial.

Services rendus par les écosystèmes

Fonctions assurées par les écosystèmes garantissant que les cycles, processus et flux d’énergie naturels continuent à fournir un environnement qui rend possible la vie (y compris la vie humaine).

Sous-bassin

Territoire sur lequel tous les ruissellements de surface, par le biais de torrents, rivières, fleuves, éventuellement lacs, atteignent un point particulier sur un élément hydrographique (généralement un lac ou une confluence).

Système d’aide à la décision

Ensemble organisé de personnes, de dispositifs et d’autres ressources, qui analyse les données et les présente aux décideurs sous une forme facilitant leur prise de décision.

Système des eaux urbaines

Éléments du cycle urbain de l’eau, naturels, modifiés et construits par l’homme, que l’on trouve dans les villes du littoral méditerranéen.

Tarification

Ensemble de procédures et d’éléments divers qui détermine la facture d’eau globale du consommateur.

Urbanisation

Processus d’occupation croissante des terrains libres par des bâtiments, associé à une augmentation de la proportion de population vivant en ville.

Urbanisme respectueux de l’eau

Conception de l’aménagement du territoire incorporant des aspects qui améliorent la gestion de l’eau.

Zone littorale

Partie de territoire affectée par sa proximité avec la mer et partie adjacente de la mer affectée par sa proximité avec la terre, où que les activités humaines conduites sur la terre produisent une influence mesurable sur la composition chimique de l’eau et sur l’écologie marine.

Zone urbaine

Agglomération généralement régulière et identifiable de bâtiments et de voies de circulation, où la population vit, travaille et conduit de nombreuses activités sociales.

1. INTRODUCTION

Ce chapitre récapitule les concepts de base qui ont été développés dans le volume 1 des Directives. Tout d’abord, les problèmes abordés concernant l’eau en zone urbaine sont exposés. La nécessité d’une gestion intégrée est ensuite justifiée. Suit la présentation des concepts de “système des eaux urbaines” et de “gestion intégrée des eaux urbaines en zone littorale”. Enfin, les outils de la planification et les instruments de la mise en œuvre, développés dans la suite de ce volume, sont introduits.

1.1 POURQUOI UNE GESTION INTEGREE DES EAUX URBAINES EN ZONE LITTORALE MEDITERRANEENNE?

Sur le littoral des pays de la Méditerranée, 61% de la population vit en zone urbaine (Plan Bleu, 2001). Ce pourcentage est appelé à croître considérablement dans l’avenir. L’eau est vitale pour la vie de la cité. Son approvisionnement est crucial pour la santé et le bien-être des populations, pour les paysages urbains et pour l’environnement. L’eau est également essentielle pour le développement économique.

Dans la plupart des zones urbaines, la gestion de l’eau procède d’un ancien paradigme d’ingénierie élaboré au début du 20^{ème} siècle. Dans ce modèle linéaire, on amène l’eau d’ailleurs, la distance n’étant pas une contrainte majeure. On la traite, on la distribue, puis on l’évacue, avec les eaux pluviales, rapidement et à bonne distance de l’agglomération. Ce modèle repose sur l’hypothèse de ressources en eau abondantes, d’une demande sans cesse croissante et de capacités sans limite de collecte, d’épuration et d’évacuation des eaux usées ou pluviales. Il nécessite de grandes infrastructures telles que réservoirs, réseaux de distribution et d’évacuation, dont les dimensions augmentent au gré des besoins de la croissance urbaine.

Ces procédés d’adduction d’eau et d’évacuation des eaux usées ont sauvé de nombreuses vies grâce à l’amélioration des services d’eau potable et d’assainissement. Toutefois, les conditions ont évolué et le modèle linéaire a atteint ses limites dans nombre de zones urbaines de la Méditerranée, pour les raisons suivantes:

- la fréquence croissante des événements et irrégularités climatiques extrêmes (sécheresse, inondations), accompagnés de leurs impacts négatifs
- la demande en eau croissante qui atteint les limites des ressources exploitées dans de nombreuses villes
- les coûts en augmentation, souvent de façon prohibitive, des nouveaux ouvrages d’alimentation tels que les bassins de retenue ou les transferts d’eau
- l’intensification des réactions face aux impacts environnementaux des grandes infrastructures

- hydrauliques, et l’intérêt croissant pour le maintien de “débits environnementaux”
- l’importance des pertes d’eau dans le stockage et le transport, auxquelles s’ajoute le coût élevé et croissant de rénovation et de remplacement des infrastructures vieillissantes
- la pollution des ressources en eau potable par l’industrie, l’agriculture et l’assainissement domestique, qui cause des défaillances notables dans l’approvisionnement urbain et des problèmes de santé publique (épidémies)
- la détérioration des milieux aquatiques par les ouvrages hydrauliques, les déversements d’eaux pluviales ou les rejets d’eaux usées, auxquels s’ajoute la prise de conscience locale et internationale croissante pour les valeurs écologiques, esthétiques et récréatives de l’eau
- les coûts croissants des extensions d’infrastructure vers les zones périurbaines, elles-mêmes en expansion

Les villes du littoral font face à des problèmes particuliers. L’intensification de l’urbanisation, les extensions périurbaines et la charge touristique croissante créent un stress sur les ressources en eau limitées du littoral. La surexploitation des nappes phréatiques favorise les intrusions salines, l’affaissement des terres et la détérioration des écosystèmes aquatiques et terrestres du littoral. L’obligation pour les villes du littoral de faire venir l’eau de loin induit des impacts négatifs sur les usagers et les milieux situés à l’intérieur des terres. Parce que situées en aval des bassins versants, ces villes subissent l’impact des pollutions, prélèvements et crues en amont. Ces villes sont souvent à proximité de sites écologiques importants (deltas d’estuaire, zones humides, etc.), et les effluents qu’elles rejettent participent à la détérioration de ces milieux sensibles du littoral. L’urbanisation et le développement économique induisent des pressions sur les ressources en eau et sur le milieu aquatique. En retour, l’impact de ces pressions menace la durabilité du développement urbain (voir la figure 1.1). Les solutions apportées aux problèmes échouent parce qu’elles se concentrent sur des remèdes apportées aux conséquences. Il faut une approche intégrée pour traiter à la fois les racines et les conséquences des problèmes (voir la figure 1.1).

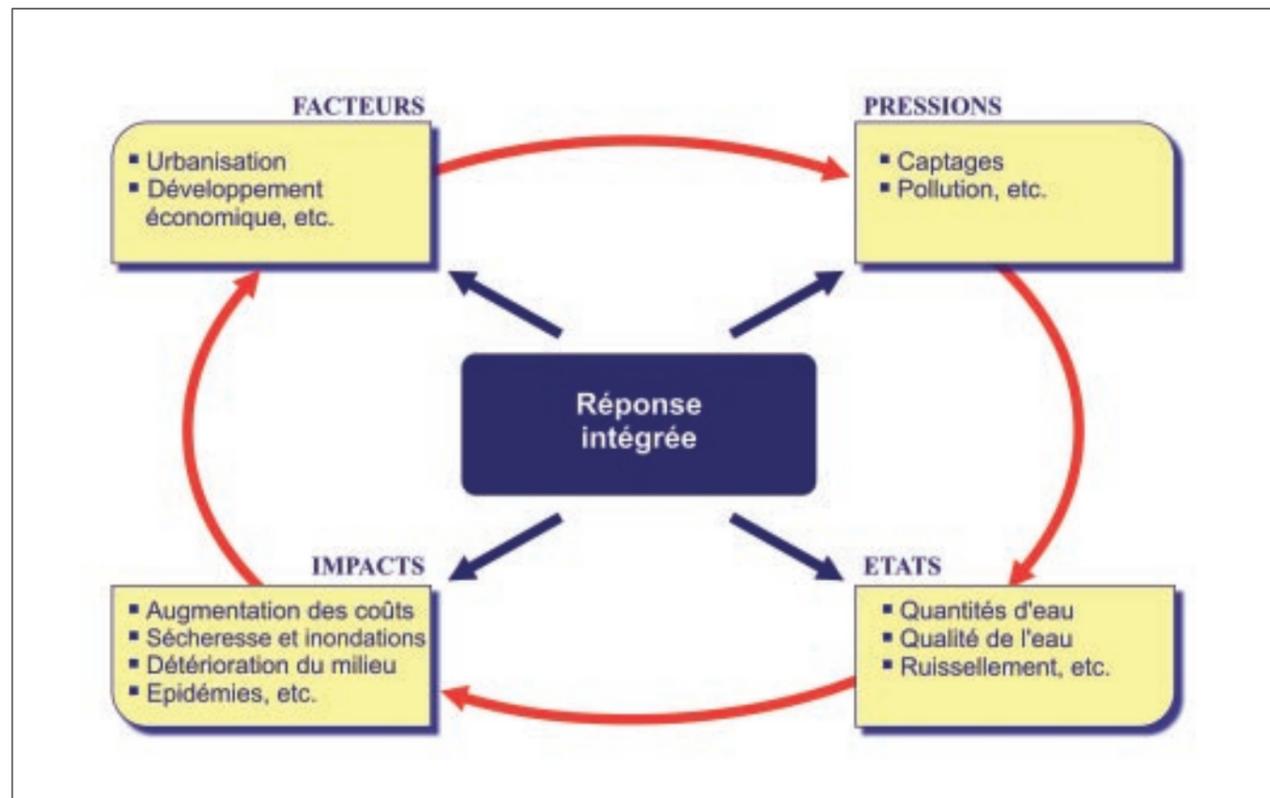


Figure 1.1
Les forces, pressions, état et impacts sur les ressources en eau urbaines et la nécessité d'une approche intégrée

Une vision limitée aux aspects opérationnels des infrastructures empêche la mobilisation d'une réponse intégrée multi-facettes. Telle qu'elle se pratique aujourd'hui, la gestion urbaine de l'eau ignore les interdépendances de grande portée entre les ressources en eau, le territoire, les écosystèmes et la société. La fragmentation et sectorisation des responsabilités ralentit l'adoption des nouvelles technologies disponibles aux multiples avantages socio-économiques et environnementaux. L'incapacité à résoudre les problèmes est due au champ limité des entités responsables des services d'eau urbains, et la présence de multiples compétences fragmentées et conflictuelles empêche d'affronter certains aspects du système des eaux urbaines.

Le modèle actuel de gestion, linéaire, réactif et fragmenté, ne permet plus de surmonter les problèmes urbains de l'eau. Il faut développer de nouvelles approches et structures, de nouveaux procédés et instruments qui puissent refléter le lien fonctionnel intime entre les diverses parties du cycle urbain de l'eau, ainsi qu'entre ce dernier et les processus interdépendants du développement et de l'environnement, respectivement en zone urbaine, en zone littorale et dans le bassin versant.

1.2 LE SYSTEME D'EAU URBAIN EN ZONE LITTORALE

L'intégration invite à gérer le système des eaux urbaines en zone littorale comme un tout.

Le système des eaux urbaines est composé des éléments du cycle urbain de l'eau, naturels, modifiés et construits par l'homme, que l'on rencontre dans les agglomérations du littoral méditerranéen (voir la figure 1.2).

Le système naturel comprend le réseau des rivières, fleuves, nappes souterraines, eau de mer, zones humides, estuaires, zones côtières et marines. Le système construit comprend le réseau des réservoirs d'alimentation, stations de traitement, conduites et canaux, collecteurs et émissaires (PCE, 2000) (voir l'encadré 1.1). Ce système construit fait partie du système plus large des infrastructures urbaines. Les services urbains de l'eau sont les fonctions assurées par le système construit des infrastructures d'eau, d'assainissement et de drainage.

Le cycle urbain de l'eau comprend le cycle hydrologique naturel, mais ne s'y restreint pas. Il comprend aussi l'eau s'écoulant pour l'alimentation en eau douce ainsi que pour la collecte et le traitement des eaux usées et des eaux pluviales, par

l'intermédiaire des systèmes modifiés et artificiels. Le cycle commence avec les précipitations qui tombent sur le bassin de la zone urbaine et sur ses ressources en eau. L'eau est prélevée dans les cours d'eau, nappes ou autres sources naturelles, elle est généralement stockée dans des réservoirs puis traitée pour être rendue potable, avant d'être distribuée via un réseau étendu de canalisations, vers des usages résidentiels, commerciaux (dont touristiques) et industriels. L'eau usée sert au transport des déchets à travers le réseau d'égouts jusqu'aux stations d'épuration, qui traitent l'eau et rejettent les effluents épurés dans les milieux aquatiques récepteurs. Les précipitations tombées sur la ville s'ajoutent aux eaux pluviales du bassin urbain, qui sont collectées par un important système de drainage avant d'être déversées (traitées ou non) dans les milieux aquatiques récepteurs (Coombes et Kuczera, 2002).

L'eau n'est pas le seul élément à circuler dans le système des eaux urbaines. Des substances naturelles (en particulier le carbone, l'azote, le phosphore et le potassium) y entrent aussi, principalement sous forme d'aliments digérés, puis sont transférées vers le milieu récepteur en passant par la station d'épuration des eaux usées ou directement par le ruissellement de surface (Butler and Maksimovic, 2001).

Le système des eaux urbaines est en interaction avec l'environnement naturel et social qui l'entoure. Sur le littoral, cela comprend:

- le bassin versant
- la zone littorale
- la zone urbaine au sens large

Le bassin versant (également appelé "bassin hydrographique") est le "territoire sur lequel tous les ruissellements de surface, par le biais de cours d'eau, rivières, fleuves, éventuellement lacs, atteignent la mer en une seule extrémité fluviale,

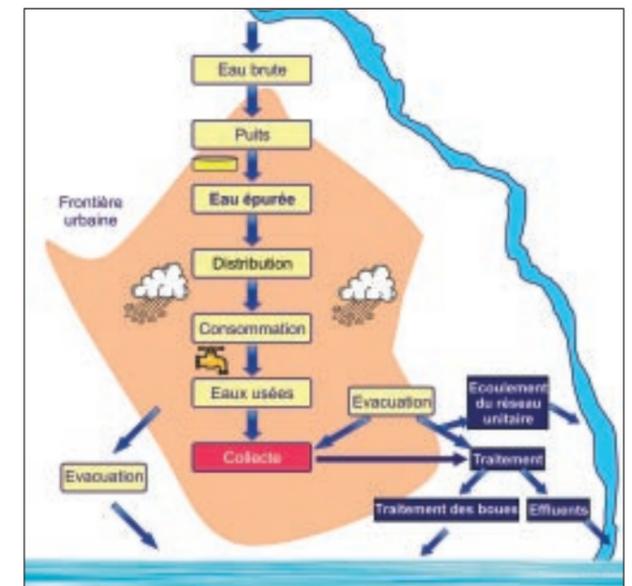


Figure 1.2
Le système des eaux urbaines

estuaire ou delta". Il inclut les "eaux côtières", c'est-à-dire les eaux saumâtres de surface ou l'eau de mer située à une distance d'un mille nautique du front de mer (CCE, 2000).

La zone littorale est la "partie de territoire affectée par sa proximité avec la mer et la partie adjacente de la mer affectée par sa proximité avec la terre, où que les activités humaines conduites sur la terre produisent une influence mesurable sur la composition chimique de l'eau et sur l'écologie marine" (US CMSER, 1969).

Une zone urbaine fait référence à une concentration de personnes sur une zone relativement réduite, caractérisée par sa grande diversité d'activités en forte interaction et par sa forme physique

ENCADRE 1.1 ELEMENTS DU SYSTEME DES EAUX URBAINES EN ZONE LITTORALE

- Ressources en eau potable
- Infrastructure de production d'eau potable
- Infrastructure de stockage et de distribution
- Usages urbains de l'eau
- Infrastructure de collecte des eaux pluviales
- Infrastructure de surverse, évacuation et traitement des eaux pluviales
- Réseau d'assainissement
- Station d'épuration des eaux usées et évacuation
- Infrastructure de réutilisation
- Milieux aquatiques récepteurs (incluant la mer)
- Eaux de surface et souterraines en zone urbaine
- Canaux, déversoirs, prises d'eau et/ou stations de pompage, etc.
- Estuaires, deltas, zones humides et ressources marines du littoral, etc.

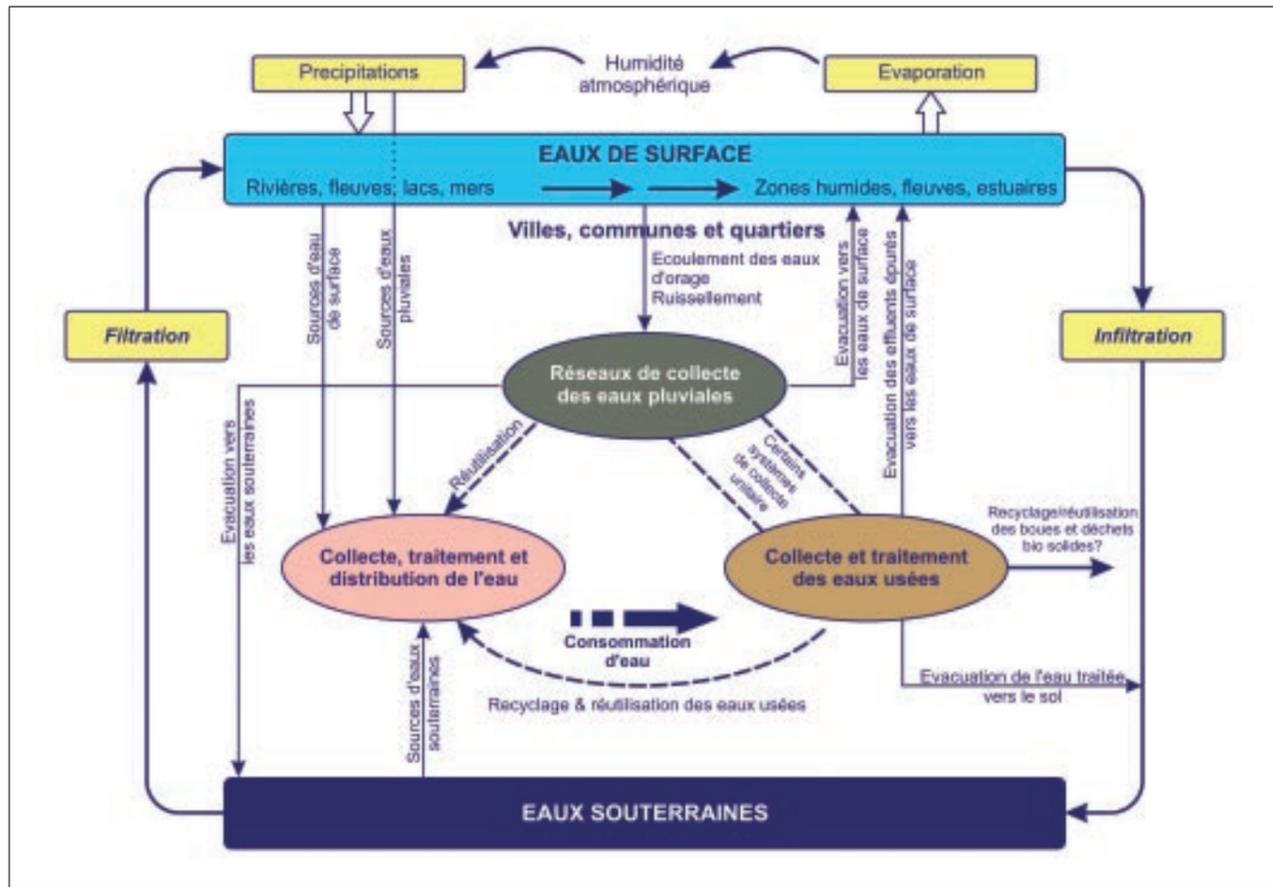


Figure 1.3
Schéma du cycle urbain de l'eau (modifié d'après PCE, 2000)

concentrée faite d'espaces bâtis et non bâtis les plus variés (Hengeveld and de Vocht, 1982).

La figure 1.4 illustre graphiquement les relations entre les quatre systèmes.

Le bassin (versant) urbain est le bassin hydrologique de la zone urbaine, incluant aussi ses eaux côtières. Il constitue une unité fonctionnelle pouvant accueillir une démarche de gestion intégrée des eaux urbaines en zone littorale.

Par ailleurs, la zone urbaine et son système d'eau, le bassin versant et le littoral sont tous des sous-ensembles qui interagissent avec les systèmes sociaux et naturels à plus grande échelle, régionale, nationale et mondiale. Par exemple, le réchauffement climatique influe sur la disponibilité de l'eau à l'échelon local. Inversement, la consommation énergétique liée à la distribution d'eau en zone urbaine contribue au réchauffement climatique mondial.

1.3 LA GESTION INTEGREE DES EAUX URBAINES EN ZONE LITTORALE (GIEUZL)

La gestion intégrée des eaux urbaines en zone littorale (GIEUZL) est un processus qui encourage, dans les zones urbaines du littoral, à conduire la planification, le développement et la gestion, de façon coordonnée pour l'eau, le territoire et les ressources physiques et humaines associées, dans le but de maximiser le bénéfice social et économique, sans compromettre la durabilité des écosystèmes vitaux (d'après le GWP, 2000).

La gestion traditionnelle de l'eau en milieu urbain ne s'attache qu'au système construit et à la fourniture des services liées à l'eau. Elle relève en général de la compétence d'un ou plusieurs services d'eau, publics ou privés. Chaque fonction de l'infrastructure, ainsi que le service rendu rattaché (eau potable, assainissement, drainage), est gérée séparément. Différentes unités opérationnelles d'un service d'eau, ou différents services, peuvent exploiter tout ou partie de ces fonctions.

L'intégration exige l'extension progressive des "frontières" du système géré, pour inclure

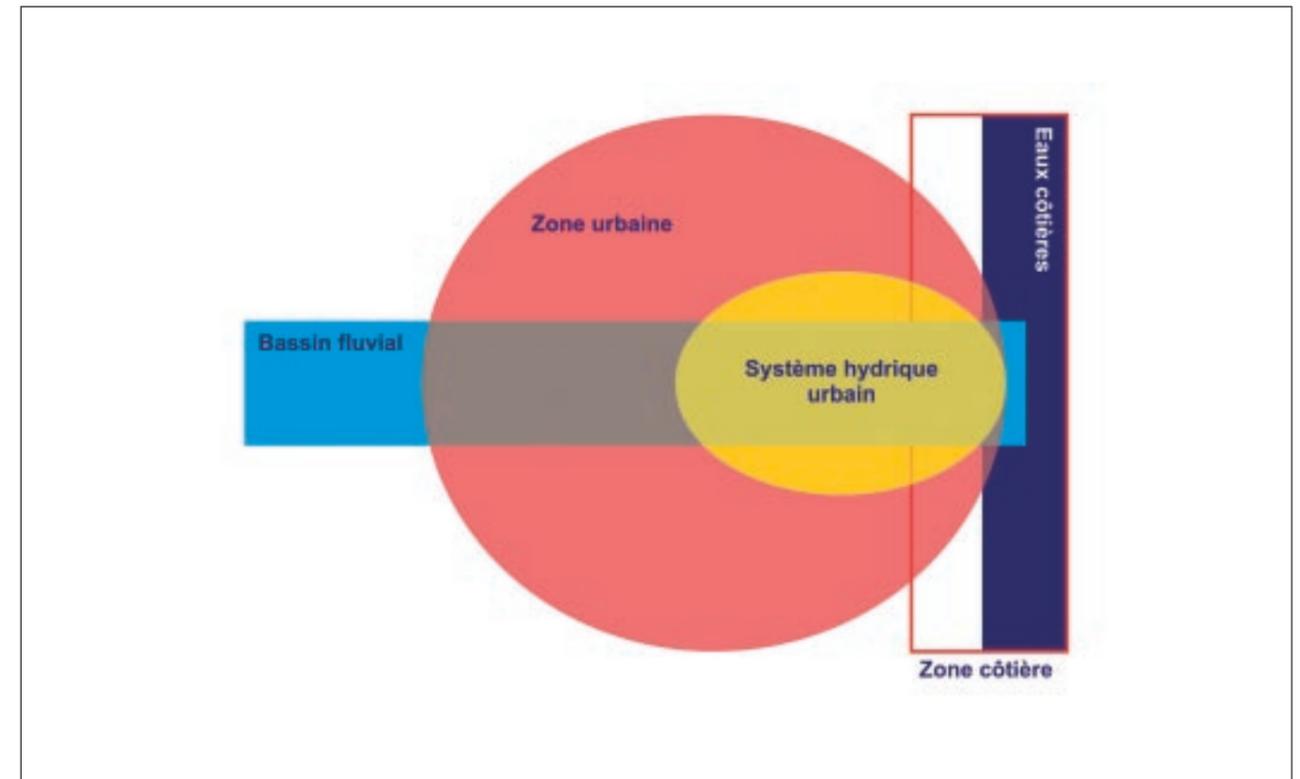


Figure 1.4
Interfaces entre le système des eaux urbaines, le bassin versant, la ville et le littoral

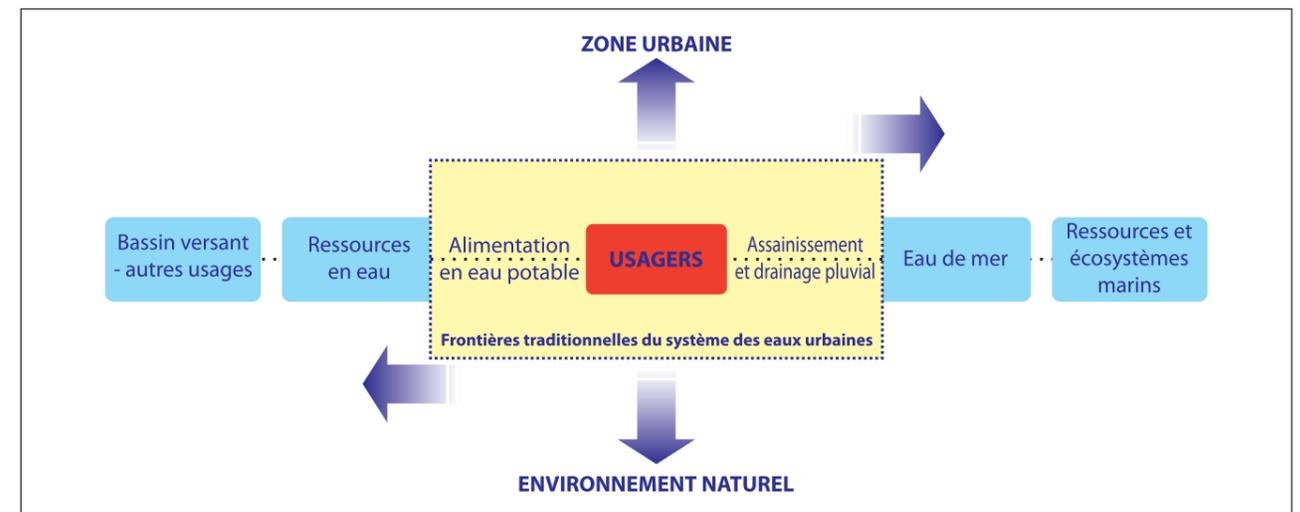


Figure 1.5
Les frontières du système des eaux urbaines traditionnelles et les directions de leur extension (indiquées par des flèches)

l'intégralité du système des eaux urbaines et littoral. La figure 1.5 décrit schématiquement l'extension souhaitée des frontières du système des eaux urbaines, au-delà de son domaine traditionnel pour englober des préoccupations telles que le partage des ressources avec d'autres usagers dans le bassin, la gestion de l'occupation des sols dans le bassin

versant et dans la zone urbaine, la qualité des eaux marines et la protection des ressources écologiques marines et côtières, etc.

L'extension des frontières de gestion comprend trois cercles d'intégration progressive (voir la figure 1.6).

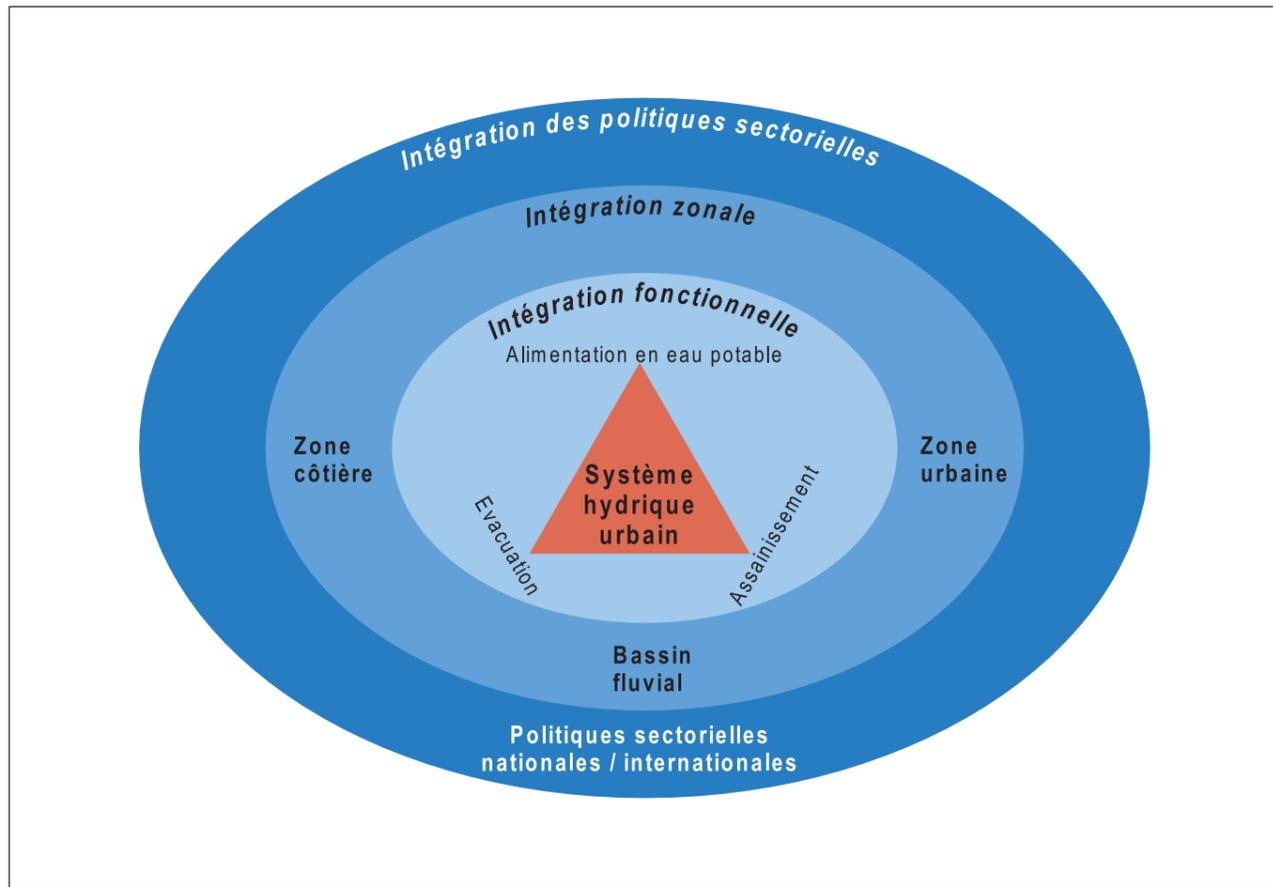


Figure 1.6
Les phases progressives d'intégration

Le noyau, premier cercle d'intégration, concerne l' "intégration fonctionnelle" de la gestion des différentes infrastructures et services d'eau (approvisionnement en eau, assainissement et drainage). L'option de fusion de ces services est à considérer partout où elle est faisable et profitable du point de vue économique et du point de vue de la gestion.

La GIEUZL va cependant plus loin que l'intégration fonctionnelle (des infrastructures et des services). Elle exige un **élargissement** du domaine traditionnel de compétences des services, pour y inclure ce qui était autrefois considéré comme des **facteurs "externes"**. Ces facteurs sont le bien-être de l'environnement et des collectivités dans les zones de prélèvement d'eau, la contribution à des modèles d'aménagement urbain alternatifs, écologiques et durables, la protection des eaux marines, des ressources marines et des activités récréatives, et même le développement économique de la région. C'est ce que l'on nomme **l'intégration régionale**. Cela requiert des liens avec les processus de planification et de gestion dans les trois systèmes en interaction de la figure 1.3, à savoir l'aménagement et la gestion du territoire urbain, l'aménagement et la gestion du bassin versant, et l'aménagement et la gestion du littoral.

Plus spécifiquement, l'intégration géographique exige que:

1. L'aménagement urbain se base sur les principes d'une "**conception respectueuse de l'eau**". Les politiques d'urbanisme et d'occupation des sols doivent appuyer les objectifs liés à la gestion des eaux pluviales, au contrôle de la pollution et à l'utilisation efficace de l'eau. Les projets d'assainissement et de drainage peuvent s'intégrer dans le paysage urbain et apporter de la valeur esthétique (exemple des bassins de rétention). Les responsables urbains de l'eau doivent collaborer avec leurs collègues de l'urbanisme pour des objectifs communs, et de la même manière, les urbanistes et les gestionnaires des autres services doivent contribuer à la gestion urbaine de l'eau. Ces liens se renforceront en collaborant dans les processus de planification, en entreprenant conjointement des projets d'intérêt commun et en partageant des données communes.
2. Le plan du système des eaux urbaines littoral doit s'intégrer dans le **plan global de la gestion de bassin**. Les responsables urbains de l'eau doivent prendre une part active dans les forums de décision concernant les bassins

- versants, et inversement, les autorités de bassin doivent participer activement dans la planification et la gestion des eaux urbaines.
3. Les décisions liées à l'approvisionnement en eau, au drainage et au contrôle de la pollution doivent tenir compte des objectifs liés à la qualité des eaux côtières et à la santé des écosystèmes marins et terrestres environnants. Les systèmes d'eau urbains doivent être étroitement liés aux efforts de planification et de gestion concernant la **gestion intégrée du littoral**. Les représentants des services d'eau urbains doivent participer activement à tout forum de décision dans ce domaine.

La gestion urbaine de l'eau doit être coordonnée avec les systèmes socio-économiques de plus haut niveau, nationaux, internationaux et globaux. Tout en les appuyant, elle doit bénéficier d'appuis de la part des politiques sectorielles générales à l'échelle nationale et internationale. Ces pratiques sont l' "**intégration aux politiques sectorielles**" et invitent à incorporer les objectifs de la gestion urbaine de l'eau dans les politiques économiques,

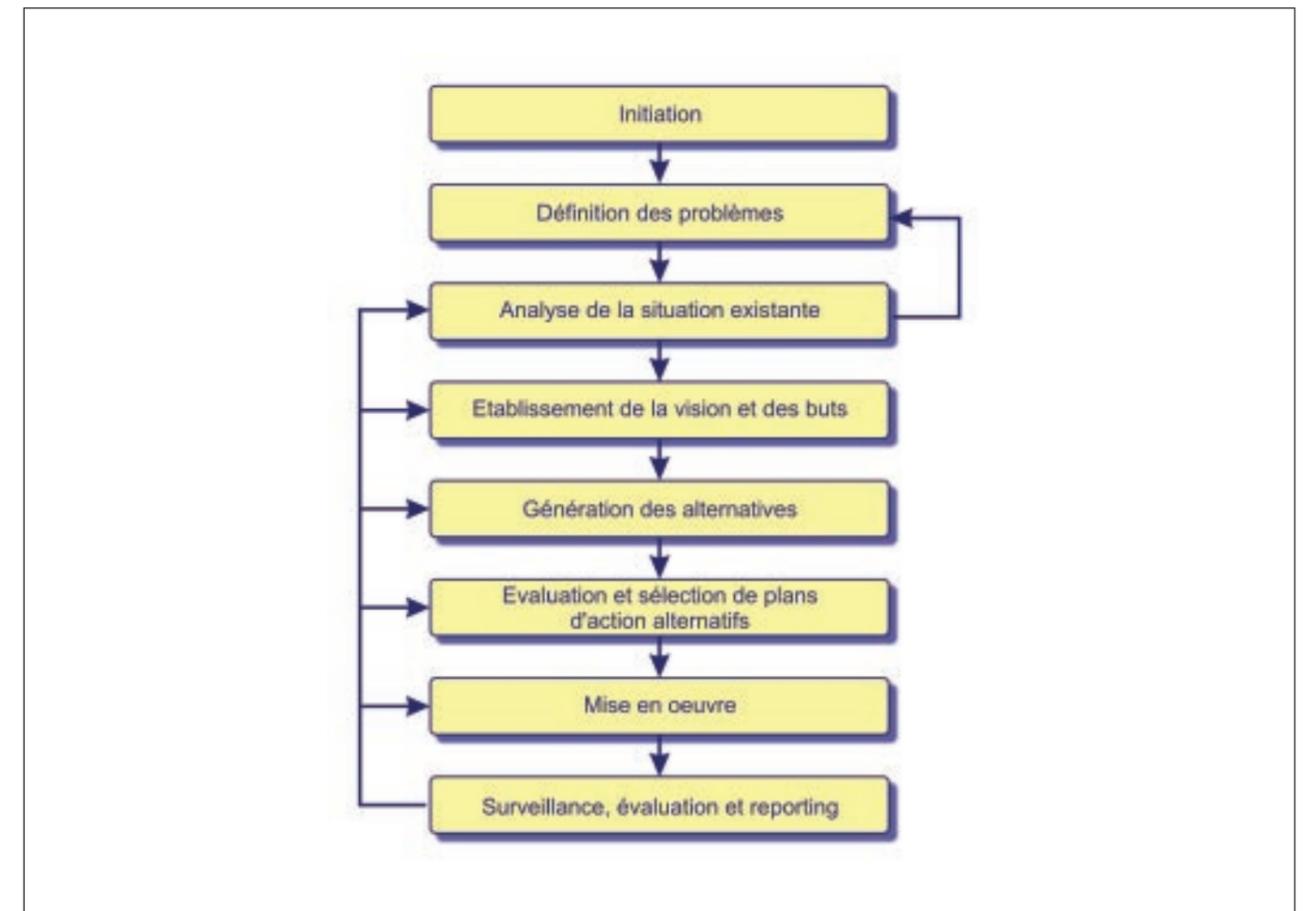
sociales, environnementales et de la recherche, à l'échelle régionale, nationale et internationale.

1.4 LA PLANIFICATION POUR LA GESTION INTEGREE DES EAUX URBAINES EN ZONE LITTORALE

La planification à long terme est indispensable à la durabilité et à la gestion intégrée des eaux urbaines en zone littorale. L'élaboration et la mise en œuvre d'un **plan directeur** sur 10 à 20 ans doit être la première étape d'une GIEUZL. Le plan doit préciser les besoins et objectifs de base, fournir une analyse des principaux problèmes, appuyée par des données clés, identifier une liste de mesures et de projets possibles (techniques et non-techniques), et suggérer une stratégie combinant ces mesures de façon optimale (voir la figure 1.7).

On peut utiliser une variété d'instruments et de méthodes pour élaborer, mettre en œuvre et suivre le plan, en fonction du contexte local ainsi que de la portée et de l'échelle de la gestion intégrée des

Figure 1.7
Les étapes du processus de plan directeur pour un système des eaux urbaines en zone littorale



	Initiation	Analyse	Définition des problèmes	Objectifs	Evaluation / Plan d'action	Exécution	Suivi & Evaluation	Chapitre dans le volume 2
Information								
Gestion des données	+	+				○	+	4
Base de données		+					+	"
Systèmes d'aide à la décision		+	+	○	+		+	"
Simulations		+	○	○	+		+	"
Analyse des scénarios		+	+	+				"
Prévisions		+		+	○			"
Evaluation								
Etude de l'impact sur l'environnement					+	+	+	4
Evaluation environnementale stratégique		+	+				+	"
Analyse coûts-bénéfices		+	+		+		+	"
Analyse des scénarios	+		+	+	○			"
Analyse des risques	○	+			+		+	9
Résolution des conflits	+		○	+	+	+	○	8
Evaluation du cycle de vie		+	○		+			"
Evaluation et comptes-rendus								
Indicateurs de durabilité	○		○				+	4
Indicateurs comparatifs de performance	○		○				+	4
Mise en œuvre								
Technologies (demande en eau)						+		5
Technologies (cycle d'eau)						+		6
Normes					+	+	○	3
Zonage / Zones Protégées					+	+	○	3
Instruments économiques					+	+	○	7
Sensibilisation - prise de conscience	○				+	+	○	8
Participation	○		+	+	+	+	○	8

Tableau 5.1
Les instruments de la GIEUZL

+ plus utile
○ utile

eaux urbaines. Ces instruments et méthodes sont indiqués dans le tableau 1.1 et sont positionnés en fonction des phases du processus de planification. La suite de ce volume 2 fournit une analyse et des conseils particuliers pour chacune de ces actions.

Les acteurs concernés et la population doivent **participer** tout au long du processus de planification. L'apport de la population est pertinent dans le cadrage du problème, l'élaboration de la vision à long terme, la formulation et l'évaluation des alternatives possibles, ainsi que la mise en œuvre effective puis l'évaluation des résultats. Le chapitre 8 fournit des indications sur la façon de conduire un tel processus participatif.

Un partenariat à long terme (**assemblée, conseil, comité** ou autre) pour la GIEUZL doit se mettre en place et prendre en charge le processus de planification et de coordination des activités. Ce partenariat doit inclure des responsables des services d'eau urbains et des représentants des administrations et des services, publics et privés, impliqués respectivement dans la gestion des

bassins versants, la planification de l'aménagement urbain, la planification et la gestion de l'eau ainsi que celles du littoral. Le partenariat doit également comprendre des acteurs de la société civile impliqués ou affectés par la gestion urbaine de l'eau.

La division et le partage efficaces des responsabilités entre le secteur public et privé est un point essentiel dans l'organisation et la gestion des services d'eau urbains en zone littorale. La question de la **privatisation** est souvent au cœur des débats de la réforme des services d'eau urbains. Le chapitre 2 a pour objectif de clarifier les questions et compromis sous-jacents dans le débat sur la privatisation, et fournit certaines pistes pour réformer efficacement l'organisation des administrations et services d'eau urbains dans la région méditerranéenne.

La GIEUZL nécessite un **cadre juridique** global. La réglementation est également une condition préalable au fonctionnement efficace d'un service d'eau, public ou privé. Le chapitre 3 aborde les principaux aspects d'un tel cadre juridique et les principaux domaines devant faire l'objet d'une réglementation.

2. LES SERVICES D'EAU URBAINS: MODELES PUBLICS ET PRIVES

Ce chapitre présente les alternatives possibles de gestion, publiques et privées, pour les services d'eau urbains en zone littorale. Tout d'abord, les avantages et inconvénients génériques d'une organisation publique ou privée sont discutés. Ensuite, les modèles possibles, publics, privés ou hybrides, sont présentés, appréciés et comparés selon divers critères. Puis une discussion s'ouvre sur les avantages et inconvénients de l'agrégation ou non des structures du secteur de l'eau. Le chapitre se termine sur quelques principes de base pour un modèle d'organisation efficace.

2.1 LE DEBAT "PUBLIC OU PRIVE"

La plupart des services d'eau urbains sur le littoral méditerranéen sont détenus et gérés par des pouvoirs publics (étatiques ou municipaux). Depuis les années 1980, la tendance est à un engagement accru du secteur privé. Les services d'eau publics sont critiqués pour leur inefficacité et leur personnel pléthorique, leur manque d'innovation et leur incapacité à financer les besoins croissants d'investissement pour l'eau et l'assainissement. Trois raisons liées ont été avancées pour expliquer cette "**défaillance**" du secteur public à fournir les services urbains (voir l'encadré 2.1).

Les adeptes de la participation du secteur privé mettent en avant l'efficacité, la réduction des coûts de service et l'accès moins cher aux capitaux, qui résulteraient de la privatisation.

Pourtant, la prise en main des services d'eau par les pouvoirs publics à la fin du XIX^e et au début du XX^e siècle était une réponse à ce qui était perçu comme une défaillance des précédentes compagnies d'eau privées (voir l'encadré 2.2). C'est essentiellement grâce à la gestion publique que l'ensemble des normes du service ont été atteintes dans la plupart des villes des pays développés.

L'**alternance cyclique** entre public et privé, en ce qui concerne la propriété et la gestion des services d'eau (voir la figure 2.1), est une tendance historique

que l'on observe dans une plus ou moins grande mesure selon les pays. Trop se rapprocher d'une option fait apparaître les avantages de l'autre, et vice-versa. Au cours de la première moitié du XX^e siècle, la plupart des pouvoirs publics des pays occidentaux ont repris aux fournisseurs privés leur responsabilité dans les services d'eau. Le but était de protéger les citoyens face aux défaillances du secteur privé, telles que des prix élevés et des abus de monopole, et de fournir à tous un accès à l'eau.

Depuis les années 1980, le déclin (objectif ou subjectif) de l'efficacité du secteur public a déclenché le retour du secteur privé et son engagement accru à travers le monde.

Ces dernières années cependant, on assiste à une vague de contestations à l'égard de la privatisation, plus virulente que durant les années 80 et début des années 90. Dans certaines villes, les abus de monopole et le sous-investissement dans les fonctions publiques (réels ou perçus) ont entraîné un rejet de la population à l'égard de la privatisation (Hall, 2001). Une réglementation devenue plus stricte et une baisse des profits ont conduit des entreprises privées à se désintéresser de certaines villes, tandis que l'opposition des citoyens ou des changements politiques ont interrompu le processus de privatisation dans d'autres (notamment des villes de la Méditerranée). En conséquence, la participation du secteur privé dans le domaine de l'eau a ralenti dans le monde entier (Hall, 2003).

ENCADRE 2.1 LES CAUSES DE LA DEFAILLANCE DU SECTEUR PUBLIC (Rees, 1998)

1. Les services d'eau publics sont tenus à l'écart des **incitations concurrentielles** que sont les marchés libres de l'emploi, des capitaux ou des biens; d'où le manque d'innovation et d'efficacité.
2. Les services d'eau publics sont soumis aux pressions **d'intérêts particuliers** et aux interventions politiques de court terme.
3. Les dirigeants des services d'eau publics peuvent privilégier leur intérêt propre plutôt que l'intérêt public car les propriétaires ultimes (les contribuables) disposent de **peu de mécanismes efficaces pour les contrôler** et exprimer leurs exigences ou leurs doléances sur la gestion.

**ENCADRE 2.2
LES CAUSES DE LA DEFAILLANCE DU
SECTEUR PRIVE (Rees, 1998)**

1. La plupart des services urbains de l'eau (à l'exception d'activités périphériques telles que la construction, la plomberie, etc.) ne sont pas, par nature, concurrentiels. Ce sont des **monopoles** permis par le réseau local. Il serait prohibitif de créer des réseaux d'eau ou d'assainissement concurrentiels. Les monopoles privés ne sont pas plus efficaces ni plus réactifs à la demande des clients que les monopoles publics. L'eau est un service de base et son prix fluctue peu sur la demande des consommateurs (en particulier pour la consommation de base); sans réglementation, la recherche de profit du secteur privé peut mener à un **abus de monopole**.
2. Les services d'eau et d'assainissement sont impliqués dans la fourniture de **biens publics** (biens qui profitent à la collectivité dans son ensemble plutôt qu'à des consommateurs individuels: par exemple, la collecte et le traitement des eaux usées) et en **biens d'intérêt public** (biens qu'une société en particulier pense devoir obtenir indépendamment du fait que les individus soient prêts à payer pour en bénéficier: par exemple, l'eau utilisée à des fins d'hygiène personnelle) (Rees, 1998). Dans l'intérêt public, la mise en place de certaines infrastructures hydrauliques peut s'avérer nécessaire à des fins de développement, qu'elles soient profitables à court terme ou non. Les entreprises privées ne sont pas des services sociaux et ne décideront pas spontanément de financer des investissements à caractère social.
3. L'industrie de l'eau est **hautement capitalistique** et présente des **risques élevés**. La marge de profit pour le secteur privé est faible, surtout pour les services d'eau de petite taille ou dans des zones à faibles revenus, ce qui les rend peu attractifs auprès des investisseurs privés. La réduction des risques et l'aide à la rentabilité des entreprises privées peuvent induire des compromis avec la réglementation contre les monopoles.

Figure 2.1
Le cycle d'alternance entre contrôle privé et contrôle public
(Kraemer, 1998)

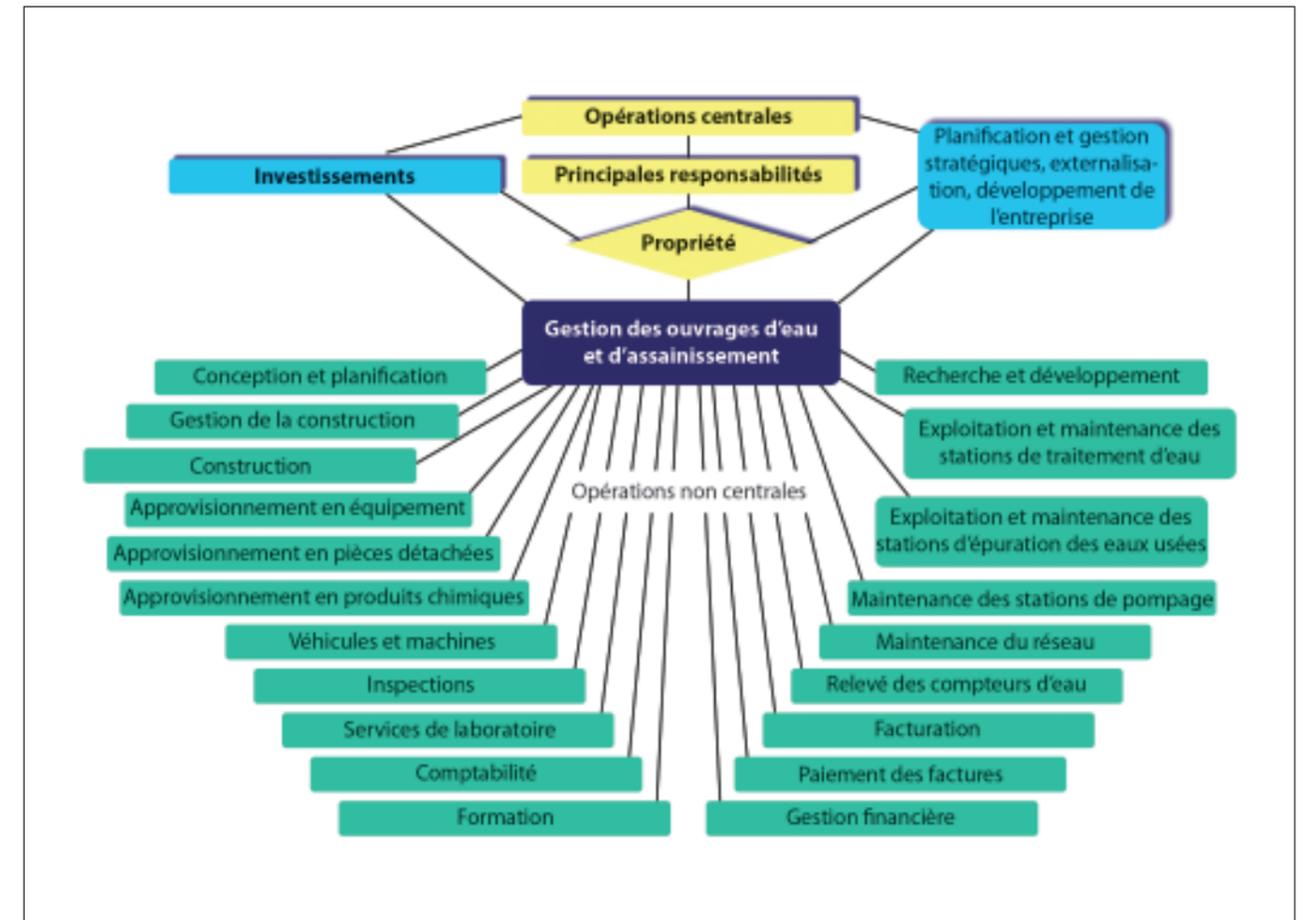
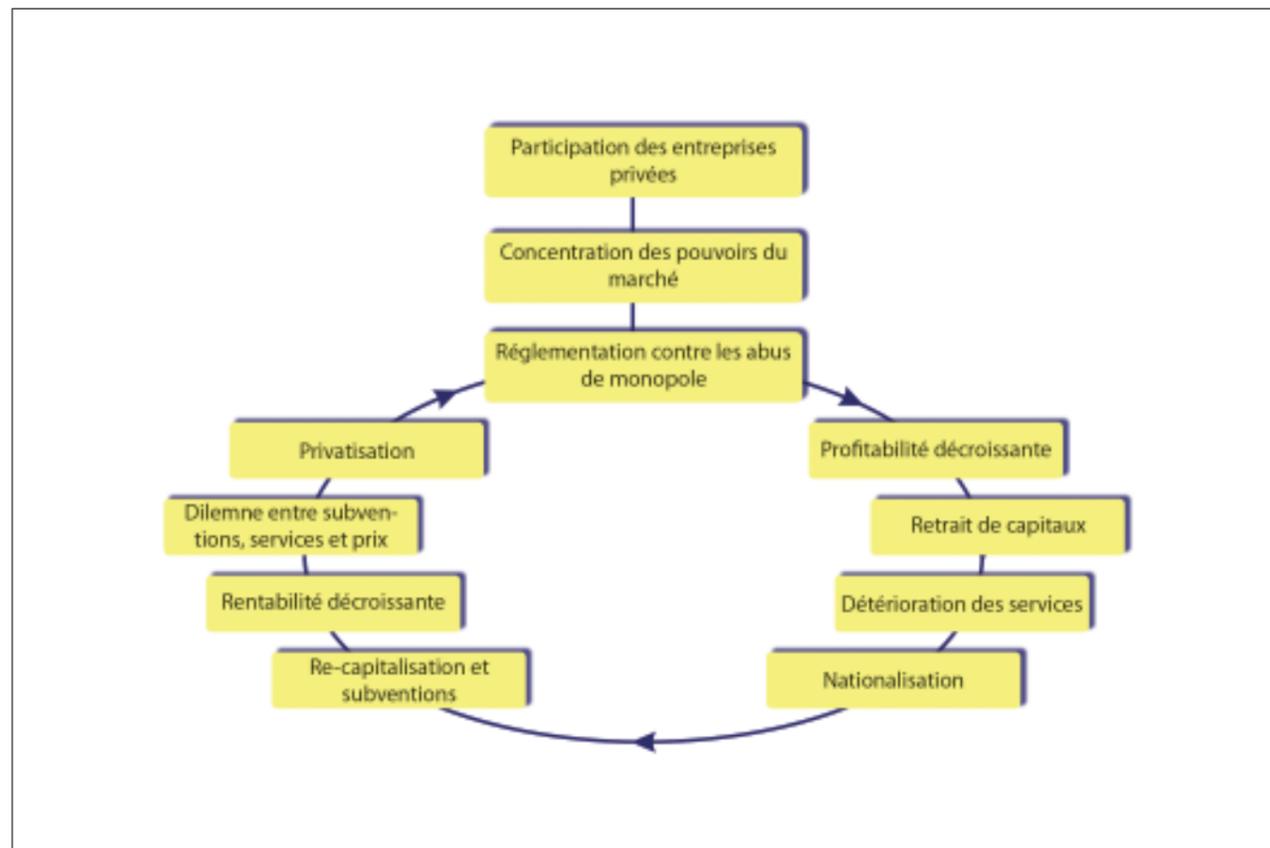


Figure 2.2
Opérations centrales et non centrales dans les systèmes d'eau urbains
(Kraemer 1998, tel que modifié par Hukka et Katko, 2004)

2.2 LES MODELES PUBLICS, PRIVES ET HYBRIDES

Les arguments des partisans et des opposants à la privatisation concernent les facteurs génériques figurant dans les encadrés 2.1 et 2.2. L'analyse peut progresser en affinant la terminologie polémique entre "privé" et "public", en reconnaissant que divers modèles allient de façon variable des éléments publics et des éléments privés. Il y a diverses activités dans un système des eaux urbaines (voir la figure 2.2), et même dans un service public, dont de nombreuses, non centrales, sont généralement effectuées par des entités privées.

Le terme "**privatisation**" désigne généralement le transfert des responsabilités relatives à la gestion des services d'eau urbains, d'entités publiques vers des entités privées. La figure 2.3 présente quatre modèles de participation du secteur privé qui reposent sur trois critères: la responsabilité du service, la responsabilité d'exploitation et le statut juridique de l'opérateur. La "transformation en établissement public" ne concerne pas le secteur privé mais s'y apparente (voir le texte ci-dessous concernant "les services d'eau constitués en établissements publics").

La figure 2.4 présente un autre type de classification des modèles organisationnels basé sur deux critères: la propriété et la gestion des actifs. Six catégories principales émergent, allant du plus public (en bas à gauche) au moins public (en haut à droite) (voir l'encadré 2.3).

Il existe diverses combinaisons des modèles génériques décrits ci-dessus. Par exemple, une SARL publique ou un établissement public peuvent fonctionner en vertu d'une concession ou d'un contrat de gestion conclu avec les pouvoirs publics. La désagrégation fonctionnelle et géographique peuvent conduire à plusieurs combinaisons possibles dans lesquelles une partie des infrastructures est détenue par les pouvoirs publics (par exemple, des réservoirs ou des conduites de drainage) et une autre partie (par exemple, le réseau de distribution) est détenue ou déléguée à une société privée ou à une SARL publique. On emploie le terme "**partenariat public-public**" (Hall, 2003) pour désigner tous ces schémas où des services d'eau publics autonomes sont des services délégués par contrat, les pouvoirs publics restant propriétaire ou responsable du financement des actifs.

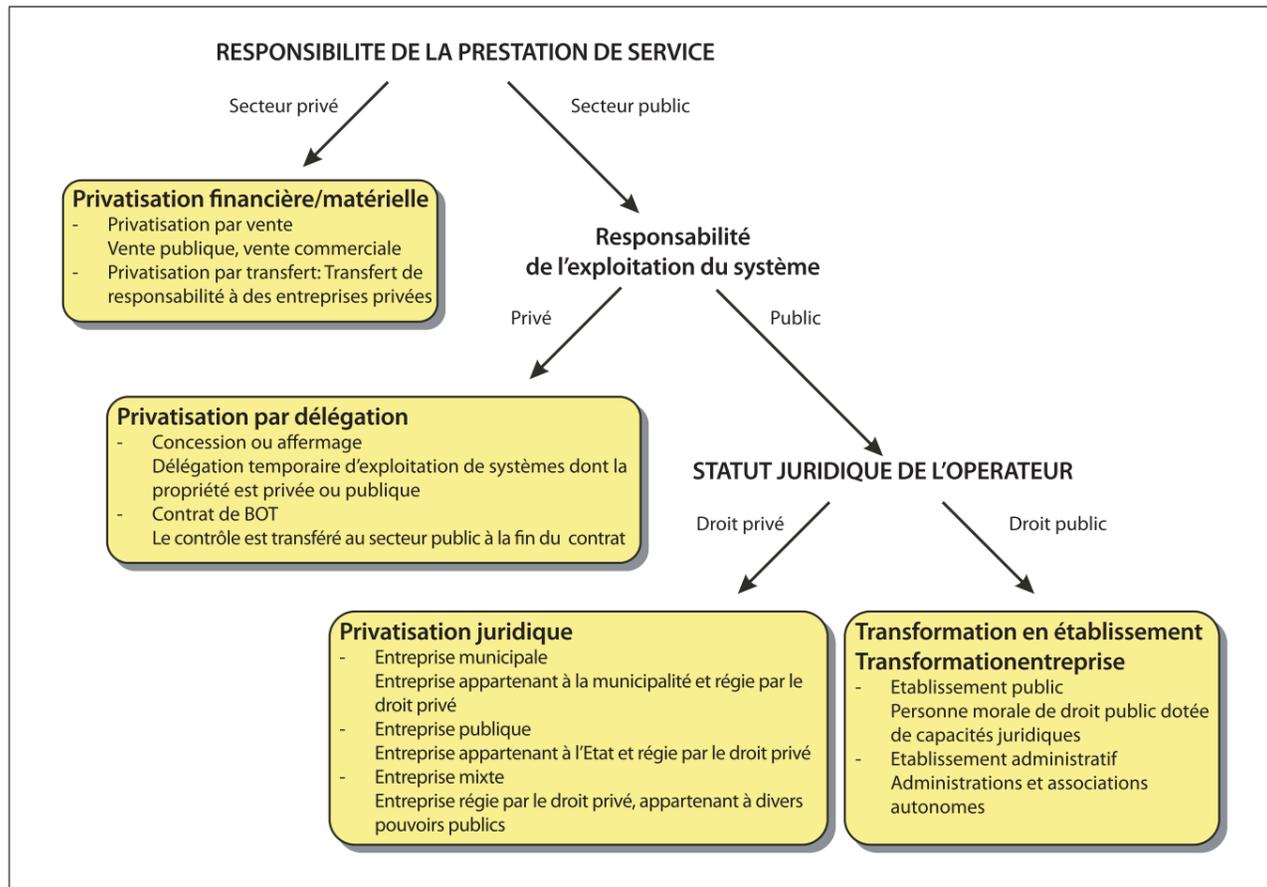
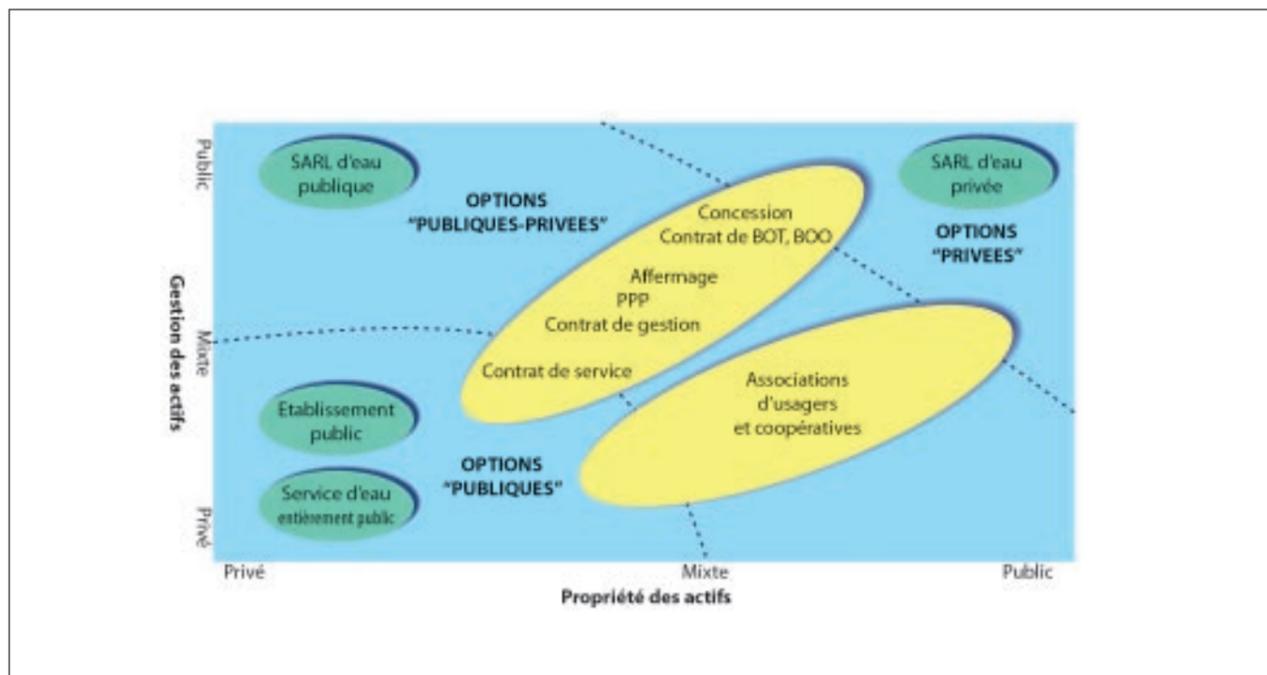


Figure 2.3
Typologie de la participation du secteur privé dans les services d'eau urbains (Kraemer, 1998)

Figure 2.4
Taxonomie des modèles d'organisation "public - privé"
(modifiée d'après Blockland et al, 1999)



ENCADRE 2.3 MODELES D'ORGANISATION PUBLICS ET PRIVES

Les **services d'eau** intégralement **publics** incluent les archétypes suivants:

- les **départements nationaux** en charge de services d'eau
- les **"régies"** (entités internes aux services municipaux, mais dotées d'une comptabilité clairement définie et distincte)
- les **services d'eau régis par le droit public, appartenant à la collectivité** (généralement municipale, rarement régionale ou nationale), plus indépendants

Les **établissements publics** désignent des entreprises de droit public qui s'apparentent à des entreprises privées en termes d'indépendance et de flexibilité de gestion. Ces modèles sont prédominants en Méditerranée et susceptibles de le rester, en particulier dans les petites agglomérations urbaines.

A l'autre extrême, on trouve les **entreprises privées à responsabilité limitée**. En Angleterre et au Pays de Galles, les services de l'eau sont assurés par des sociétés d'eau intégralement privatisées, propriétaires des infrastructures et pleinement responsables de tout: exploitation, maintenance, financement et investissement. Ce sont les seuls cas au monde (à l'exception d'un service d'eau en Thaïlande) à avoir procédé à une "privatisation financière" par le biais d'un **désengagement intégral de l'Etat** (voir la figure 2.3); ce qui explique que l'on s'y réfère souvent en parlant de "modèle britannique". Les petites sociétés d'eau privées sont courantes dans les pays développés (souvent à l'échelle du quartier) mais rares dans les villes méditerranéennes.

Les **partenariats public-privé (PPP)** sont des modèles d'organisation dans lesquels la propriété de tout ou partie du système reste publique et son exploitation (totale ou partielle) est déléguée à des entités privées. Lors d'une **concession**, l'Etat accorde un contrat à long terme, habituellement sur 25 ans, à une société privée, qui apporte les capitaux pour l'investissement, l'exploitation et la maintenance. Plus la durée du contrat est importante, plus la concession s'apparente à un désengagement de l'Etat.

Un **affermage** est un contrat à long terme (généralement de 10 à 20 ans, mais parfois plus long) selon lequel le secteur privé est responsable de l'exploitation, de la maintenance et parfois du renouvellement des actifs. Les actifs restent sous le contrôle du secteur public et les principaux investissements en capital relèvent du secteur public.

Les contrats de **BOT** (*Build Operate Transfert en Anglais*; construire exploiter transférer) et de **BOO** (*Build Operate Own en Anglais*; construire exploiter posséder) sont conclus pour la construction d'éléments spécifiques d'infrastructure, tels que les grands réservoirs d'alimentation ou les stations d'épuration. Le secteur privé se charge de tous les investissements en capital et détient les actifs jusqu'à ce qu'ils soient transférés vers le secteur public en fin de contrat. Dans les schémas BOO, l'investissement reste propriété du secteur privé.

Les **contrats de gestion** sont des contrats à court terme (généralement d'une durée de cinq ans) en vertu desquels les sociétés privées sont uniquement responsables de l'exploitation et de la maintenance.

Les **contrats de service** sont des contrats à fonction unique concernant la prestation d'un service non central en échange d'une rémunération, tel que la pose de compteurs d'eau par exemple (Rees, 1998). La France a depuis longtemps recours aux concessions, affermages et contrats de gestion au plan municipal, c'est pourquoi on en parle souvent comme du "modèle français".

Les **sociétés publiques à responsabilité limitée** (sorte de SARL étatique ou municipale) correspondent à un autre type de partenariat entre les modèles publics et privés. Les SARL ont une structure d'entreprise avec un directeur et un conseil d'administration. Contrairement aux services d'eau constitués en établissements publics, ce sont des sociétés commerciales soumises au droit privé (des sociétés). Et contrairement à une entreprise privée, leurs actions sont détenues par une collectivité (locale, régionale ou nationale). L'actionnariat privé minoritaire est possible. Les variantes les plus connues de ce modèle se trouvent aux Pays Bas et dans les pays scandinaves (Hukka and Katko, 2004).

Les **sociétés coopératives** correspondent à un modèle auquel on a porté moins d'attention. Ce sont des entreprises détenues et contrôlées par des usagers des biens et services fournis. Les usagers peuvent être des consommateurs, des employés (des syndicats par exemple) ou des producteurs de biens et services. Dans la plupart des coopératives, les usagers participent activement à certains aspects de la gestion et de la prise de décision. Dans les pays de l'OCDE, ce modèle est plutôt utilisé en zone rurale, au Danemark et en Finlande notamment. Dans les pays en développement, le modèle est répandu, en particulier quand les communautés organisent elles-mêmes leur approvisionnement en eau.

2.3 EVALUATION DES DIFFERENTS MODELES

Plutôt que de comparer les modèles de façon générique, il est préférable de comparer la façon dont ces modèles répondent à des objectifs particuliers de la gestion de l'eau. Ces objectifs comprennent:

- l'efficacité (concurrence et tarification)
- le financement
- la protection sociale et environnementale
- la transparence et le contrôle démocratique
- la contribution à l'intégration

Les besoins réglementaires (et leurs coûts) vis-à-vis de chaque modèle sont un autre facteur à prendre en considération.

La comparaison ci-dessous montre **qu'il n'existe pas de modèle** privé ou public "figé". Des modifications peuvent être introduites pour améliorer la performance d'un modèle d'organisation par rapport aux objectifs ci-dessus. Et il peut s'avérer nécessaire de faire certains compromis entre ces différents objectifs.

2.3.1 Concurrence

L'efficacité économique dépend de la concurrence. Les fonctions centrales des services d'eau sont des monopoles naturels et la concurrence directe est limitée. Il existe deux principaux moyens pour créer une situation concurrentielle:

- **La concurrence contractuelle:** qui consiste à mettre les opérateurs privés en compétition pour l'obtention (ou la reconduction) d'un contrat (concession, affermage, contrat de gestion, etc.)
- **La concurrence comparée:** qui consiste à comparer de façon statistique l'efficacité (ou un critère plus large) des services par rapport à des objectifs particuliers (comparaison par critère) ou les uns avec les autres (indicateurs comparatifs de performance). On associe ensuite la performance à certaines récompenses (en termes de prix et de profit par exemple).

En théorie, les modèles d'organisation basés sur des contrats (PPP) devraient permettre d'améliorer l'efficacité dans la mesure où les sociétés renchérissent les unes sur les autres pour obtenir un contrat. Cependant, ce n'est pas toujours la réalité car:

1. Le marché global de l'industrie de l'eau est limité par la prédominance d'un petit groupe d'acteurs multinationaux qui forment souvent des ententes pour réduire leurs risques. Pour certaines concessions, une seule offre est parfois recevable (Rees, 1998). Afin d'attirer des investisseurs, pour les systèmes de taille réduite notamment, les pouvoirs publics peuvent être amenés à assouplir les exigences réglementaires. Ces difficultés peuvent conduire à des compromis

au moyen de faveurs incitatives brouillant l'efficacité (anti-monopole).

2. Lorsqu'une société privée obtient une concession, elle acquiert des connaissances internes au système et possède plus de pouvoir et d'information que ses concurrents pour reconduire le contrat lorsqu'il arrive à échéance. De plus, les pouvoirs publics perdent les capacités (personnel, expertise) qui leur permettraient de récupérer le système.
3. Les objectifs de performance mentionnés dans les contrats peuvent ne pas être suffisants pour contrôler les abus de monopole. Quand les conditions changent, les objectifs peuvent devoir être renégociés en cours de contrat, sans l'avantage de la concurrence.

Les contrats à court terme (affermage, contrat de gestion) sont plus flexibles et permettent une concurrence plus importante (et plus fréquente) que les concessions à plus long-terme. Les entreprises locales ont alors plus de chances d'entrer dans la concurrence. Cependant, les contrats à court terme étant plus risqués, il faut donner des garanties aux entrepreneurs qui peuvent ainsi obtenir des compromis vis-à-vis les obligations réglementaires.

Avec le désengagement de l'Etat, les services d'eau intégralement privés sont confrontés à une **concurrence d'actionnariat** (c'est-à-dire une prise de contrôle potentielle par les concurrents). Cependant, cela influe uniquement sur la rentabilité et n'est pas suffisant pour engendrer des abus de monopole. La concurrence comparée peut associer récompenses et profits à une évaluation plus vaste de l'efficacité à respecter les normes de performance réglementaires.

Il n'y a aucune raison, cependant, pour que la concurrence comparée s'applique uniquement aux services d'eau privés et non pas publics. Par exemple, aux Pays-Bas, en Allemagne et en Autriche, les SARL publiques font l'objet de procédures volontaires selon des indicateurs comparatifs de performance basés sur des systèmes comptables normalisés et des indicateurs de service standardisés (Kraemer, 1998, Blockland et al, 1999). L'un des principaux avantages que ces sociétés tirent de leur bonne performance est le prestige. En outre, si le processus d'évaluation est crédible, un bon classement peut jouer sur le coût des capitaux (c'est-à-dire la crédibilité accrue qui facilite l'obtention de prêts bancaires). On pourrait potentiellement associer la performance à des avantages publics (tels que des exonérations d'impôt) et à la tarification.

Même avec des incitations de forme comparative, les services d'eau majoritairement publics ne peuvent être motivés autant que leurs homologues privés dans le sens de l'efficacité car:

1. L'incitation liée au prestige a moins d'impact que celle liée au profit. Même si le prestige et les recettes sont liés, de telles incitations dans les services d'eau publics peuvent ne pas concerner les dirigeants et le personnel. Les politiques du personnel dans le secteur public sont plus rigides et les salaires ne sont pas liés à la performance.
2. Les entreprises privées ne sont pas soumises à l'intervention des pouvoirs publics, qui affecte l'efficacité, et sont incitées à s'améliorer par leurs actionnaires et leurs concurrents.
3. Les entreprises privées, en particulier si elles font partie de multinationales, peuvent bénéficier d'une expertise technique internationale (par exemple, importer des bonnes pratiques ou des dirigeants expérimentés venant d'autres pays) et d'économies d'échelle (partage d'activités, telles que la planification, la comptabilité, les relations publiques, la recherche et l'analyse de données, avec des filiales à travers le monde).

Néanmoins, les modèles publics présentent également certains avantages:

1. Les politiques du personnel ne sont pas toujours rigides dans le secteur public, en particulier dans les établissements publics ou dans les SARL publiques.
2. Le degré d'indépendance des entreprises publiques ou des établissements publics dépend de la volonté des pouvoirs publics. Des chartes de service clairement définies et juridiquement applicables, des procédures de tarification, des systèmes de comptabilité distincts, l'indépendance dans la sélection du personnel, etc. peuvent contribuer à réduire l'intervention publique directe. Dans les SARL publiques, l'actionnariat privé minoritaire peut garantir un contrôle externe et une certaine "pression" dans le sens de l'efficacité.
3. Les entreprises publiques locales ont tendance à mieux connaître le système. Les SARL hybrides peuvent bénéficier de l'expertise technique des actionnaires privés minoritaires.

2.3.2 Efficacité économique

L'efficacité économique globale de la gestion de l'eau est liée à la différence entre les subventions et les coûts recouverts par la facturation (voir également le chapitre 7). Le recouvrement des coûts et la tarification relèvent des politiques publiques et ne sont pas liés à la structure du service d'eau en tant que telle. Cependant, en pratique, on constate un lien de causalité entre la privatisation (désengagement de l'Etat ou contrat de concessions/affermage) et le passage des prix subventionnés aux prix recouvrant les coûts. Cela s'explique par le fait que le recouvrement des coûts est souhaitable lors d'une privatisation; il

limite la dépendance vis-à-vis de l'Etat et réduit les risques liés aux revenus, auxquels sont soumis les investisseurs privés. D'un autre côté, les garanties de recouvrement total des coûts n'incitent pas les entreprises privées à fournir des services au moindre coût et ne favorisent par conséquent pas son efficacité (Rees, 1998).

L'octroi de subventions est courant dans les services d'eau publics. Cependant, rien n'interdit aux régies, établissements publics, sociétés coopératives ou SARL publiques, de pratiquer le recouvrement des coûts. Par exemple, la coopérative publique de la ville de Santa Cruz en Bolivie, ainsi que les services publics de Porto Alegre au Brésil (voir ci-dessous), sont indépendants financièrement et recouvrent tous leurs coûts à partir des usagers de l'eau. Aux Pays-Bas, les régies et les SARL publiques fonctionnent également sur la base du recouvrement total des coûts (Blockland et al, 1999).

La privatisation ne met pas forcément un terme aux **subventions**. Dans de nombreux cas, le secteur privé a bénéficié d'un soutien financier conséquent de la part des pouvoirs publics, dont l'annulation de la dette avant la privatisation, des contributions financières durant la construction et des subventions d'exploitation sous forme de prêts non remboursables ou de régimes fiscaux avantageux (Hall, 2001). De plus, les gouvernements et les municipalités attendent généralement de la privatisation une amélioration de leurs finances, en utilisant la procédure de la vente afin de réduire une dette ou un déficit. Cependant, cela peut entrer en conflit avec les besoins financiers des services d'eau eux-mêmes. Le prix qu'une société est prête à payer pour obtenir un contrat dépendra du profit attendu, qui dépendra à son tour du prix que les usagers devront payer, et dans quelle mesure des conditions comme la réglementation sont favorables. Ainsi, les usagers de l'eau peuvent indirectement financer à la fois les finances publiques et la réduction de la dette (Hall, 2001).

Au sein des services publics, le **subventionnement croisé** est monnaie courante (par exemple, les revenus de l'eau sont régulièrement utilisés pour soutenir les finances municipales). Dans des services publics tels que les départements étatiques aux systèmes comptables confondus, cela est inévitable. La séparation des systèmes comptables (régies, établissements publics) ou la formation d'une SARL publique sont des pistes pour arrêter, ou au moins surveiller, de tels transferts croisés. Les subventionnements croisés internes entre exploitations sont également possibles au sein d'entités délivrant de multiples services publics ou de multinationales (par exemple, l'augmentation des tarifs de l'eau peut financer les pertes dans d'autres activités). Des systèmes comptables transparents

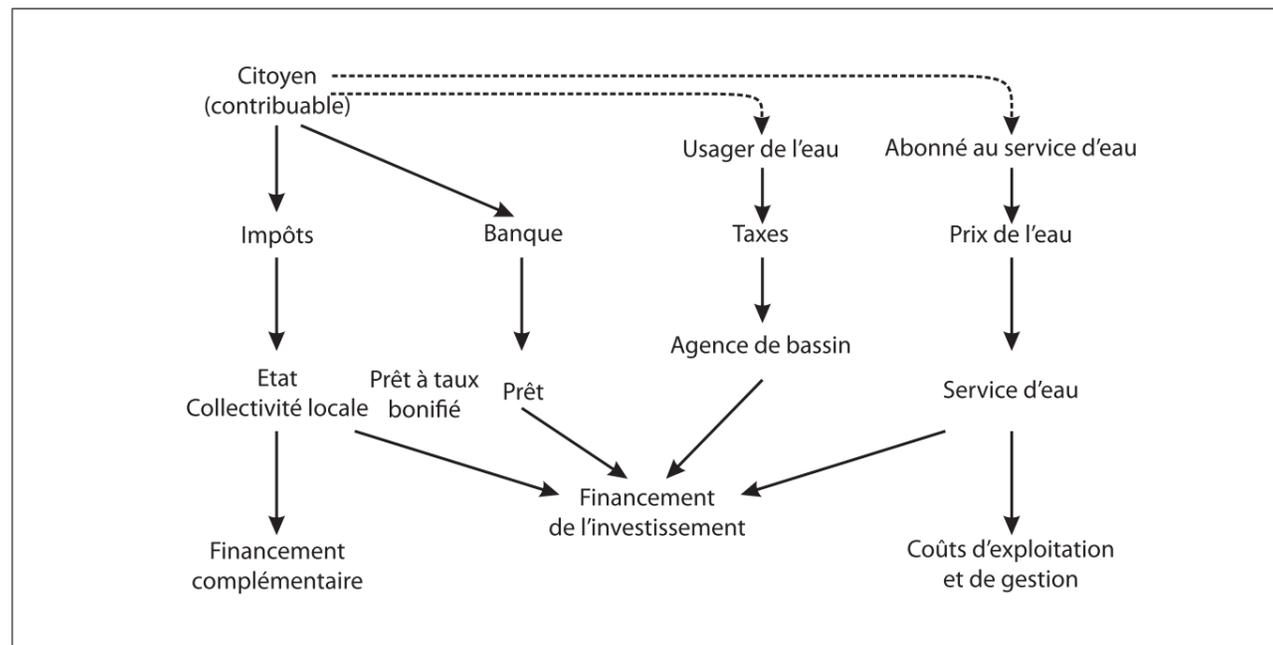


Figure 2.5
Les canaux de financement (Lee et al, 2001)

Source of funds	Domestic (inside country)	International
Fonds propres	Excédents des entreprises	-
Etat	Fonds étatiques / nationaux	Agences d'aide (pour les pays en développement)
Prêts bancaires	Banques nationales	Banques internationales
Obligations	Obligations nationales	Obligations internationales
Fonds intermédiaires	Fonds de développement municipal	-
Institutions financières internationales	-	Banques de développement (la Banque Mondiale par exemple)

Tableau 2.1
Les sources de financement des services d'eau (Hall, 2001)

et surveillés peuvent réduire ce phénomène, mais certaines formes de subventionnement croisé (comme le temps passé par les hauts dirigeants dans d'autres exploitations) restent difficiles à contrôler.

2.3.3 Financement

Le financement par le secteur privé sert à soulager le budget public des besoins croissants de financement des infrastructures hydrauliques. Cependant, le secteur privé ne finance pas lui-même les investissements. Les "gouvernements" ne paient pas non plus pour les subventions accordées aux services d'eau. En fin de compte, les citoyens finissent toujours par payer les coûts par le biais de la facture ou de l'impôt (voir la figure 2.5). La question est de savoir (Hall, 2001):

- quand (maintenant ou dans le futur)
- comment (impôt ou facture aux usagers)
- qui paie (ampleur du subventionnement croisé, au sein d'une ville, ou entre les citadins et les autres citoyens)

Le tableau 2.1 présente un classement simple des sources de financement possibles. En principe, les entreprises publiques du secteur de l'eau peuvent lever des fonds d'investissement auprès des mêmes sources que les entreprises privées. Le mode de financement dont ne bénéficient pas les sociétés publiques est le **financement par actions des actionnaires privés**. Cette solution peut parfois être intéressante; mais elle peut également s'avérer plus coûteuse qu'un emprunt classique (Hall, 2001).

Les premières déclarations en faveur de la privatisation mettaient en avant la capacité du secteur privé à "financer les investissements substantiels requis", mais à présent, le secteur privé déclare seulement pouvoir **accéder à plus de sources de financement** et accéder à de **"l'argent à un moindre coût"**. Le coût des financements externes dépendront du niveau de performance et de la crédibilité du service d'eau. En général, les entreprises privées sont plus crédibles sur les marchés financiers et ont plus de facilité à obtenir

des prêts bancaires. Cependant, les entreprises publiques efficaces, telles que les SARL publiques aux Pays Bas, peuvent également être assez performantes pour obtenir des prêts commerciaux auprès des banques (Blockland *et al*, 1999). En 2001 au Pays de Galles, la restructuration d'un service d'eau régional entièrement privé en un établissement à but non lucratif détenu par ses membres, et dont les statuts interdisent la diversification, a permis de réduire la cote de vulnérabilité de la société et d'améliorer son taux de crédit, réduisant d'autant le coût du capital. La crédibilité des entreprises publiques peut être améliorée grâce à des systèmes comptables clairs et à l'établissement d'un plan d'investissement (financier, actifs) (voir le chapitre 4 du volume 1).

Néanmoins, en pratique, certaines banques peuvent se montrer réticentes à financer un service d'eau public réformé avant de disposer de preuves solides de son amélioration et de son autonomie. Gagner en crédibilité peut cependant être long, alors que les investissements doivent être immédiats. En comparaison, un service d'eau privatisé (en particulier s'il est détenu ou géré par une multinationale crédible) peut bénéficier d'un accès plus direct aux prêts et aux fonds internationaux.

Les sources de financement internes (par exemple, les revenus provenant de la facturation des prestations) peuvent également constituer une source de financement conséquente. En principe, les politiques de tarification ne dépendent pas du fait que l'opérateur soit privé ou public (voir la discussion sur le recouvrement des coûts ci-dessus). Les services d'eau contrôlés par l'Etat peuvent être plus réticents à augmenter les tarifs de l'eau pour éviter d'en payer le "prix politique". D'un autre côté, l'augmentation des prix peut également s'avérer très difficile à mettre en œuvre par les services d'eau privés, notamment si les augmentations affectent l'accès à l'eau des populations démunies et si elles sont perçues comme un abus de monopole. Les protestations de la population ont mis un frein aux augmentations dans certains pays en développement (Hall, 2003).

2.3.4 Services sociaux et environnementaux

Ces services englobent l'usage efficace de l'eau, la protection de l'environnement, la prestation de services aux populations défavorisées, et sont liés à la fourniture de **biens publics et d'intérêt public** (voir l'encadré 2.2). Le financement et la performance globale de la gestion auront une incidence sur la prestation de services sociaux et environnementaux. Par exemple, la construction d'une nouvelle usine d'épuration des eaux usées permettant de réduire la pollution, ou l'extension d'un réseau d'assainissement vers les quartiers défavorisés de la ville, nécessiteront des

investissements substantiels et dépendront des capacités technologiques et administratives du service d'eau, ainsi que de son fonctionnement.

Cependant, une amélioration de l'exploitation et une augmentation des fonds n'améliorent pas forcément la prestation des services sociaux et environnementaux. Les modifications de la réglementation applicable, qui résultent d'un changement de propriété ou de gestion, peuvent porter préjudice à l'investissement dans la fourniture de services sociaux et environnementaux.

L'exemple suivant est tout à fait probant: la privatisation partielle du service d'eau alimentant la ville d'Athènes fut accompagnée d'un engagement de l'Etat à prendre à sa charge toute future dépense exceptionnelle liée à la sécheresse ou au développement des ressources (comme la construction d'un nouveau bassin de stockage). Cette clause fut introduite pour améliorer les indicateurs financiers du service d'eau privé et attirer les investisseurs. Cependant, de ce fait, le service d'eau est moins incité à investir dans l'économie d'eau. Les programmes d'économie d'eau augmenteront les coûts opérationnels (notamment avec les dépenses des programmes de réduction de fuites ou de gestion de la demande) et/ou réduiront les revenus (baisse des ventes résultant de la gestion de la demande), alors que, dans tous les cas, le service d'eau n'assumera pas lui-même les coûts futurs liés à l'accroissement de l'usage de l'eau (par exemple, les coûts d'extension des infrastructures ou les coûts supplémentaires liés à la sécheresse) (Kallis et Coccossis, 2003).

Dans les services d'eau publics, la participation directe des pouvoirs publics garantit, en théorie, la protection et la prestation de services à caractère social et environnemental. D'un autre côté, cette proximité entre organismes de réglementation et organismes réglementés favorise le non respect des normes. L'hypothèse selon laquelle le gouvernement s'efforcera toujours de fournir les biens publics et d'intérêt public ne tient pas compte du fait que, bien souvent, le gouvernement lui-même est soumis à des intérêts catégoriels ou à des objectifs contradictoires (comme la réduction des dépenses publiques).

Dans les modèles privés, on observe une plus grande distance entre organismes de réglementation et organismes réglementés. En théorie, les pouvoirs publics disposent de plus de latitude pour exiger l'application de normes plus strictes. Cependant, il existe un compromis entre les coûts de la réglementation imposée aux services d'eau privés et l'attractivité de l'investissement. Les gouvernements qui souhaitent attirer les investisseurs privés peuvent être amenés à assouplir la réglementation relative aux services sociaux et environnementaux.

Une question cruciale est de savoir **qui paie** pour la prestation de ces services. Les services d'eau privés n'investiront pas dans des activités non rémunératrices (telles que l'extension du réseau vers les usagers à faibles revenus ou la protection des écosystèmes entourant les ressources) à moins qu'ils soient certains de bénéficier du recouvrement des coûts par les usagers ou du financement public correspondant (en plus de certaines compensations en échange de leur engagement). Bien qu'en théorie, les responsabilités doivent être clarifiées dans la réglementation et les contrats, il existera toujours une tension entre les prix de l'eau, la réglementation/fourniture de services à caractère social/environnemental, et les revenus/profits privés, en particulier quand les conditions évoluent (émergence de nouveaux besoins, dépassement des coûts par rapport aux prévisions, etc.).

On a qualifié les PPP de bonnes solutions intermédiaires, dans la mesure où les pouvoirs publics restent propriétaires des ressources et des actifs ainsi que responsables du financement des biens publics et d'intérêt public, tandis que le secteur privé se concentre sur ce qu'il sait le mieux faire, à savoir la gestion et l'exploitation. Cependant, le souci vient du fait que la gestion de l'exploitation peut externaliser des coûts vers les actifs, entraînant ainsi une **subvention croisée indirecte** des profits privés par les finances publiques. Par exemple, le sous-investissement dans la maintenance des réseaux de distribution peut augmenter les coûts de remplacement. Le sous-investissement dans la gestion de la demande augmente des coûts d'investissement à long terme pour les nouvelles capacités en matière de ressources, stations et réseaux. On a aussi critiqué les PPP en ce que l'Etat subventionne la partie problématique et coûteuse (souvent celle pour laquelle on recherche l'investissement et l'efficacité privés) alors que le secteur privé se concentre sur les domaines rémunérateurs.

Evaluer le niveau de prestation des services à caractère social et environnemental n'est pas toujours aisé. Par exemple, les "réductions volontaires" de consommation d'eau des populations défavorisées, en dessous des normes d'hygiène, par suite de l'augmentation des prix de l'eau, sont difficiles à mesurer. Il n'est pas non plus facile d'évaluer objectivement l'état du réseau ainsi que les pertes souterraines d'eau, et leur surveillance est onéreuse. Cela provoque conflits et contre-accusations entre les pouvoirs publics et les services d'eau privés, en cas de défaillance.

La privatisation est critiquée car, en pratique, elle entraînerait une augmentation des prix plutôt qu'une réduction liée à l'efficacité, et que la hausse des coûts empêcherait les populations défavorisées d'avoir accès à l'eau (Hall, 2001). Cependant, dans les faits,

il est très difficile de distinguer la contribution des différents facteurs à l'augmentation des prix. Pour déterminer si des profits injustifiés ont eu lieu après la privatisation, il faut les dissocier de l'augmentation éventuelle des besoins d'investissement, de la hausse des coûts de production ou des évolutions du niveau de recouvrement des coûts.

L'équité et l'accessibilité économique dépendent en partie du niveau global des coûts et en partie de leur répartition dans le système de contrôle des coûts et des prix. La conception du système de tarification ne dépend ni du propriétaire ni du gestionnaire du service d'eau. Le chapitre 7 présente quelques principes pour une tarification efficace, équitable et économiquement accessible. Ces principes sont valables tant pour les services d'eau publics que privés.

Les solutions privées ont pour inconvénient le fait que les gouvernements, déchargés de la responsabilité des biens publics, dont les coûts devraient encore augmenter, risquent d'être plus réticents à les prendre en charge. De plus, dans les systèmes publics, les gouvernements peuvent subventionner directement (explicitement ou non) la fourniture de ces biens publics. En revanche, l'argument inverse, selon lequel dans les systèmes publics, les biens publics ne sont pas clairement définis et le gouvernement investirait insuffisamment dans ces biens, peut également se défendre. La privatisation et le recouvrement des coûts ne font que rendre ces coûts plus visibles.

La privatisation peut nuire à l'économie d'eau. En effet, la recherche de profit a un effet dissuasif structurel sur les services d'eau par rapport à la maîtrise de la demande en eau. Ce n'est cependant pas forcément le cas. Des systèmes de réglementation et de contrôle des coûts adaptés peuvent obliger les services d'eau privés à faire face au coût d'un usage accru de l'eau ou à dissocier les profits et les ventes d'eau. De plus, la hausse des revenus constitue également une forte incitation au sein des services d'eau publics. La question du contrôle des coûts et des prix pour l'économie d'eau est abordée au chapitre 7; les principes généraux s'appliquent tant aux services d'eau publics que privés.

Les défenseurs des services d'eau publics invoquent l'argument suivant: les citoyens peuvent être plus réceptifs aux sollicitations à diminuer leur usage de l'eau lorsqu'ils ont un sentiment d'appartenance au système et de partage d'un problème (une sécheresse par exemple), que lorsqu'ils sont considérés comme des "clients" captifs (Hall, 2001). D'un autre côté, on peut avancer que les contraintes électoralistes peuvent dissuader les services d'eau publics à demander des sacrifices aux usagers de l'eau.

ENCADRE 2.4 PORTO ALEGRE, BRÉSIL: UN EXEMPLE DE PARTICIPATION DU PUBLIC DANS UN SERVICE D'EAU URBAIN (Hall et al, 2002)

Le Departamento Municipal do Agua e Esgoto (DMAE) est le service d'eau de Porto Alegre, capitale de la province Rio Grande do Sul, au Sud du Brésil. Le DMAE est détenu par la municipalité, mais il est financièrement indépendant de l'Etat et intégralement auto-financé grâce aux factures d'eau payées par ses 1,4 million d'habitants (établissement public). C'est une entreprise à but non lucratif qui réinvestit les excédents dans l'amélioration de l'approvisionnement en eau.

Le DMAE permet une participation du public et un contrôle démocratique très poussés sur ses actions et ses investissements. Un "Conseil de délibération", semblable à un conseil d'administration et composé de représentants de la société civile reflétant différents points de vue et intérêts politiques, a le pouvoir dans toutes les décisions importantes (plans, projets, prix,

etc.) et peut fournir des avis sur les questions secondaires. Les décisions liées aux actions et aux investissements sont soumises à un processus de budget participatif qui est volontaire et ouvert à tous. Les citoyens des 16 quartiers de la ville se réunissent pour voter (en trois tours d'environ 51 réunions) sur les priorités à donner à l'investissement des ressources disponibles. Chacune des priorités est évaluée sur la base d'une analyse coûts-bénéfices.

Environ 99,5 % des résidents de Porto Alegre ont accès à l'eau potable, ce qui représente un taux bien supérieur à celui des autres régions du Brésil. Le prix de l'eau du DMAE est l'un des plus bas au Brésil, et dans le même temps, les campagnes d'information environnementale et la structure progressive des prix ont fait chuté la consommation d'eau globale.

2.3.5 Transparence et contrôle démocratique

Pour des raisons politiques, les pouvoirs publics sont souvent opaques. Un moyen puissant pour augmenter la transparence est de donner légalement au **public le droit d'accès** à tous les documents produits. Toutes les informations relatives aux coûts et aux tarifs de l'eau doivent être aussi transparentes que possible.

Les obligations juridiques des entreprises régies par le droit privé (dont les SARL publiques) envers leurs actionnaires garantissent la transparence de leurs comptes. Des exigences réglementaires peuvent garantir la diffusion d'informations supplémentaires à caractère non économique (comme l'efficacité des usages de l'eau). Contrairement au secteur public, il est impossible d'autoriser le plein accès du public à tous les documents liés aux services d'eau privés car les intérêts commerciaux et concurrentiels exigent une certaine confidentialité. Dans un marché de l'eau libéralisé, la confidentialité commerciale entraînera des contraintes sur le degré d'ouverture possible dans les services d'eau publics, également (dans la mesure où elle peut accroître leur vulnérabilité vis-à-vis des concurrents privés).

Les services d'eau privés représentent les intérêts de leurs actionnaires. En général, la confidentialité commerciale exclut la participation directe du public dans la prise de décision au sein des services d'eau (bien qu'il soit possible de procéder

à des consultations lors de décisions particulières). Le contrôle public des services d'eau privés s'effectue par le biais de la réglementation et le public a la possibilité de participer à des activités réglementaires. Par exemple, en Angleterre et au Pays de Galles, un comité de clients ("La voix de l'eau") sert de consultant juridique auprès des autorités de réglementation dans le suivi de la performance des services d'eau privés, le contrôle périodique de prix, etc. Ce type de comité pourrait être testé dans les pays et villes de la Méditerranée. Une autre solution pour augmenter le contrôle social et l'implication au sein des services d'eau privés serait de donner des actions aux usagers, aux collectivités locales ou aux employés (ce qui constituerait un moyen de se rapprocher des "coopératives" ou des SARL publiques).

Dans les entreprises publiques, les établissements publics et les SARL publiques, le contrôle démocratique est garanti par le fait que le secteur public est propriétaire du système. Les inconvénients sont que la gestion de l'eau est soumise au contrôle indirect et peu fréquent du système électoral, et les décisions publiques sont potentiellement influencées par des intérêts catégoriels. Les liens avec la société sont plus directs au sein de services d'eau municipaux qu'au sein des services d'eau détenus par l'Etat. La participation du public peut être rendue plus directe en intégrant des mécanismes participatifs (voir le chapitre 8) dans la gestion du service d'eau (voir l'encadré 2.4). On pourrait également

ENCADRE 2.5 SANTA CRUZ, BOLIVIE: UN EXEMPLE DE COOPERATIVE DANS LE DOMAINE DE L'EAU (Gleick et al, 2002)

La coopérative publique d'eau de la ville de Santa Cruz (Cooperativa de Servicios Publicos Santa Cruz Ltda, SAGUAPAC) alimente près de 100 000 clients depuis 1978. Tous sont membres de la coopérative et ont le droit de voter à l'Assemblée des délégués généraux de la coopérative. L'assemblée élit une partie du conseil d'administration du service d'eau et le conseil de supervision. Les clients sont répartis en zones qui regroupent environ 10 000 personnes chacune. Tous les clients ont un pouvoir de décision en participant aux élections des différentes autorités responsables de l'eau. Les élections sont échelonnées par mandat de 6 ans, et les différentes autorités se supervisent mutuellement. Chaque année, un organisme externe procède également à un audit du système.

La Banque mondiale a qualifié la coopérative de Santa Cruz d'administration efficiente et transparente. Elle fonctionne mieux que les services d'eau des autres villes principales de Bolivie et elle est parvenue à augmenter le raccordement des ménages de 70 à 94 % entre 1988 et 1999. Le service d'eau est indépendant financièrement et assure le recouvrement intégral des coûts par le biais des tarifs de l'eau. Un tarif social pour les faibles consommateurs est subventionné par les autres tarifs.

introduire des processus participatifs dans la gestion des services d'eau urbains des villes du littoral méditerranéen, bien que cela dépendra beaucoup du contexte politique local. Là où la gouvernance est autoritaire ou centralisée, il sera plus difficile de mettre en œuvre de tels modèles.

Les coopératives permettent un contrôle plus direct par les usagers et les collectivités locales (voir l'encadré 2.5). Les coopératives de gestion de l'eau sont des formes particulièrement adaptées aux communes urbaines plus petites et moins développées, comme celles des pays du Sud de la Méditerranée.

Cependant, les coopératives n'échappent pas aux critiques généralisées liées aux démocraties participatives et directes (voir le chapitre 8). Par exemple, le taux de participation aux élections de la coopérative d'eau de Santa Cruz en 1998 était de seulement 2,5 %. On peut se demander si une telle coopérative est encore "représentative" et pas plutôt gouvernée par les groupes d'intérêts particuliers qui font l'effort, ou qui disposent des ressources et des connaissances requises, pour orienter les élections.

2.3.6 Réglementation

Le désengagement de l'Etat et les sociétés privées à responsabilité limitée nécessitent des dispositions réglementaires complexes pour assurer la concurrence comparée, le contrôle des monopoles et la protection des biens publics et d'intérêt public. Les PPP offrent davantage de flexibilité.

Cependant, contrôler et assurer le respect des termes du contrat peut également s'avérer difficile. En particulier pour les concessions à long-terme, se baser uniquement sur les termes du contrat peut être insuffisant (Rees, 1998).

Un problème majeur est que les pays qui ont le plus besoin d'améliorer leurs services d'eau sont souvent les pays où les secteurs publics sont les plus faibles. Or les privatisations risquent plus l'échec dans les pays où les pouvoirs publics sont faibles (Gleick et al, 2002). Les services d'eau publics sont en échec lorsque l'administration publique est défaillante; cependant, la privatisation accompagnée d'une mauvaise réglementation n'est pas une meilleure solution.

Les coûts de la réglementation doivent se concevoir de façon équilibrée par rapport aux coûts et avantages de la privatisation. Plus le système est privé, plus les coûts de la réglementation sont élevés. La participation directe des pouvoirs publics dans des services d'eau publics réduit les exigences et les coûts en matière de réglementation. D'un autre côté, il existe un compromis entre le niveau d'intervention publique et l'autonomie du service d'eau par rapport à l'efficacité.

2.3.7 Intégration

La gestion intégrée des eaux urbaines en zone littorale (GIEUZL) exige que les différents services d'eau, publics ou privés, et les administrations coopèrent, coordonnent les activités de gestion

et échangent des informations. La répartition des responsabilités entre les secteurs privé et public peut avoir une incidence sur l'intégration. Les services d'eau privés seront plus réticents à prendre part à un processus d'intégration, à moins qu'ils ne puissent en tirer profit. Cependant, l'intégration favorise généralement la collectivité publique (ou le "système") dans son ensemble, et pas forcément la partie spécifique du système que les services d'eau privés détiennent et exploitent.

Le mode d'interaction normal entre le secteur public et les services d'eau privés s'effectue par le biais de la réglementation. Ce n'est peut-être pas assez adapté ou flexible pour permettre d'établir une coopération et des partenariats. La confidentialité commerciale limite également la quantité d'informations que les services d'eau privés sont prêts à partager avec leurs homologues publics dans le cadre d'un partenariat. Les services d'eau publics, qui peuvent être confrontés à une concurrence ou à une pression liées aux rachats potentiels du secteur privé, peuvent également hésiter à coopérer ou à partager des informations avec leurs homologues privés dans leur domaine, ce qui limite les perspectives d'intégration.

D'un autre côté, l'expérience a montré qu'une coopération entre les services d'eau publics et les administrations peut être difficile en raison d'antagonismes bureaucratiques ainsi que de rivalités politiques (par exemple, entre le gouvernement central et des autorités locales). Dans un tel contexte, la privatisation menée dans un cadre réglementaire efficace peut garantir la distance nécessaire entre l'Etat et les services d'eau (entre autorités de réglementation et organismes soumis à la réglementation), et cela peut faciliter la réalisation des objectifs liés à l'intégration. Par exemple, la planification ou la participation à un partenariat lié à la GIEUZL peut être formalisée comme étant une obligation du service d'eau privé (en le stipulant dans le contrat, une loi, etc. par exemple).

2.3.8 Comparaison globale

Il n'existe pas un modèle idéal unique. Le tableau 2.2 tente d'indiquer les principaux avantages et inconvénients des options clés. Ils sont provisoires dans la mesure où l'on peut procéder à des modifications organisationnelles et réglementaires pour remédier aux déficiences de chaque modèle. Le contexte local et le type de mise en œuvre peuvent varier considérablement et seront déterminants dans la concrétisation ou non des avantages théoriques.

2.4 STRUCTURES D'ORGANISATION AGREGÉES OU DESAGREGÉES

Une structure d'organisation **désagrégée horizontalement** comprend plusieurs services d'eau, chacun alimentant une région relativement limitée (un service d'eau par municipalité urbaine, par exemple).

Une structure d'organisation **désagrégée verticalement** comprend des services d'eau séparés pour les différentes fonctions de service (stockage, adduction primaire d'eau, distribution, réseau, collecte et traitement des eaux usées) (Rees, 1998). Un exemple d'organisation **agrégée** horizontalement et verticalement est un service d'eau unique pour l'approvisionnement en eau, l'assainissement et le drainage dans un bassin versant entier (c'est notamment le cas des services d'eau privés en Angleterre et au Pays de Galles). L'agrégation verticale peut s'étendre à d'autres services urbains (**multiservices**).

L'intégration exige que le système des eaux urbaines en zone littorale soit géré comme un tout (voir le volume 1). Cependant, une société ou administration unique et agrégée, responsable de tout le système, n'est pas nécessairement la meilleure solution. Les avantages des formes d'organisation désagrégées par rapport aux formes agrégées sont:

1. La **transparence**. Les informations relatives aux coûts, à la performance, etc. sont plus désagrégées (par fonction et par service d'eau). Dans les structures agrégées (par exemple, un seul grand service d'eau), les informations relatives aux différentes parties du système peuvent être diffusées plus facilement.
2. La **limitation** aux possibilités de subventionnement croisé entre les activités internes.
3. Plus d'opportunités pour la **comparaison de performance par indicateurs** et pour la concurrence comparée entre les services d'eau semblables. Par exemple, s'il existe plusieurs services d'eau dans une région (ou un pays), il est possible d'introduire un mécanisme comparant leurs performances. Cela n'est pas possible si la région ne compte qu'un seul (ou peu de) grand service d'eau.
4. La facilitation de la **concurrence à l'entrée** et d'une certaine concurrence pour les clients périphériques. Ainsi, les possibilités de mise en concurrence, et notamment de concurrence liée à l'approvisionnement de gros clients situés aux limites d'une zone mais encore dans le périmètre des services d'eau (comme les industries), sont plus nombreuses avec plusieurs services d'eau qu'avec un nombre réduit de grands services d'eau qui contrôlent le marché.

Modèle	Avantages	Inconvénients	Opportunités	Menaces
Intégral public	Garantie publique de fourniture en biens publics et d'intérêt public	Manque d'incitations - potentiellement soumis à des intérêts catégoriels	Secteur public efficace	Restrictions budgétaires publiques
Etablissement public	Meilleur niveau d'autonomie - organisation d'entreprise privée	Peu d'autonomie	Tradition nationale d'entreprises publiques bien gérées	Interventionnisme - gestion publique clientéliste
SARL publique	Combinaison de responsabilités publiques avec des incitations privées	Les pouvoirs publics peuvent servir à faire du profit	Moderniser le secteur public	
Société coopérative	Contrôle démocratique directe - plus responsables	Captées/motivées par les groupes d'acteurs puissants	Démocratie participative	Apathie du public vis-à-vis des affaires collectives
Affermage	Apporte du savoir-faire technologique	Contrat à court terme; peut entraîner un sous-investissement	Autorités locales puissantes - délégation du gouvernement	Corruption lors de l'attribution de contrat
Concession	Incitations à l'efficacité; Savoir-faire privé; Propriété publique maintenue	Restriction du marché; manque de concurrence pour le contrat suivant; Sous-investissement dissimulé dans les biens publics et d'intérêt public	Secteur public puissant, capable de gérer et surveiller les concessions	Secteur public affaibli, sélection de contrat assouplie pour attirer les investisseurs. Le marché mondial est sous l'emprise de quelques multinationales
Société privée à responsabilité limitée - Désengagement du secteur public	Incitations à l'efficacité; Savoir-faire privé; Accès au marché des capitaux	Abus potentiel de monopole - déplacement des coûts Coûts de réglementation élevés	Secteur public efficace, doté de bonnes capacités de réglementation	Restrictions budgétaires publiques - affaiblissement des mécanismes de réglementation

Tableau 2.2
Comparaison des principaux modèles d'organisation publics et privés

- Une "friction" créative (**freins et contrepoids, contrôles**) entre les divers services d'eau (par exemple, entre les sociétés de service, gros fournisseurs d'eau).
- La capacité à **éviter les situations de monopole** et les abus qui en découlent. Un seul grand service d'eau est bien plus puissant que plusieurs petits.
- La maintien de **l'attention et du contrôle par les collectivités locales**. Si l'on compare le cas d'une région qui compterait plusieurs services d'eau locaux avec le cas d'une région qui n'aurait qu'un seul énorme service d'eau à l'échelle régionale.

D'un autre côté, les **structures d'organisation agrégées** présentent également certains **avantages** de taille:

- Une **économie d'échelle**. Plus les clients approvisionnés sont nombreux, plus les coûts unitaires d'approvisionnement baissent.
- Une **économie d'activité**. Cela consiste à réduire les coûts en produisant des services conjointement (en partageant les activités

- communes) et non pas individuellement. Des activités communes (telles que collecte de données, analyse, facturation, services à la clientèle) sont partagées, ce qui permet de réduire leurs coûts de production unitaires.
- La dissuasion à externaliser des coûts d'une activité à une autre. Un service d'eau agrégé ne peut ignorer les liens existant entre différents systèmes. Par exemple, un service d'eau responsable à la fois de l'approvisionnement en eau et du traitement des eaux usées tiendra compte de l'impact des solutions d'approvisionnement en eau sur les coûts de gestion des eaux usées. Par contre, si les deux services d'eau sont séparés, celui d'approvisionnement en eau pourrait choisir de réduire ses propres coûts, augmentant ainsi les coûts du service d'épuration des eaux usées.
- La réduction des frictions non constructives entre administrations multiples et l'augmentation des **possibilités de gestion conjointe**. Les opportunités de coopération, d'échange de données et de coordination

- des décisions de gestion entre différents départements sont plus nombreuses *au sein* d'un seul et même service d'eau qu'elles ne le sont entre différents services d'eau.
- L'**attractivité** pour le secteur privé et pour les **investissements** en raison de la taille. Le secteur privé (y compris les donateurs, les banques) sera plus intéressé à investir dans des projets à fort investissement en capital (comme un ouvrage hydraulique d'envergure régionale) plutôt que dans plusieurs projets plus petits (comme des ouvrages hydrauliques d'envergure municipale).

Les économies d'échelle constituent un élément important. Cependant, l'agrégation au-delà de certaines limites peut entraîner des déséconomies d'échelle. L'échelle d'exploitation optimale dépendra fortement du lieu, selon la densité de population, les caractéristiques et l'état des infrastructures, etc (Rees, 1998).

On ne peut définir *a priori* les avantages et les inconvénients d'une unification administrative par rapport à une désagrégation, et établir les "freins et contrepoids". En principe, un seul et même service/administration d'eau favorisera la coopération interne entre des compétences auparavant divisées et facilitera le partage des activités communes. Cependant, les frictions internes ne sont pas rares. Le simple fait de regrouper deux services d'eau distincts au sein d'une même structure formelle n'est pas une garantie d'intégration opérationnelle. Le poids de la bureaucratie risque d'augmenter. Les vieilles mentalités séparatistes peuvent faire de la résistance; surtout si les services d'eau continuent d'être "séparés physiquement" (par exemple, les départements eau et assainissement d'un même service d'eau situés dans deux immeubles distincts).

La solution est de rechercher l'intégration par le biais de mécanismes de coopération permanents ou *ad hoc* tels que les comités ou les groupes de travail conjoints, les agences inter-services, etc. Les **structures de bassin** (processus et comités de planification, conseils, etc.) servent de base potentielle à l'intégration géographique des compétences désagrégées sans devoir recourir à une agrégation officielle. Les conseils, programmes d'action ou plans liés aux bassins permettent aux divers services d'eau ainsi qu'à d'autres usagers de l'eau de former des partenariats et de coopérer. Cependant, de tels partenariats peuvent manquer de rigidité et s'avérer inefficaces. La séparation peut générer des conflits et des antagonismes, et la désagrégation se transformer en fragmentation.

Les **coûts des modifications** constituent un dernier point à prendre en considération. En théorie, une

structure ou un partenariat plus ou moins agrégé peut être souhaitable. Cependant, en pratique, passer d'une structure agrégée à désagrégée, ou inversement, entraîne des coûts. Ces coûts peuvent être physiques (réalignement de conduites et raccordement de réseaux, regroupement ou séparation des bureaux, etc.) ou administratifs (rendre compatibles des systèmes de données et de comptabilité, surmonter l'opposition des dirigeants et des employés, etc.). De tels coûts doivent se justifier par rapport aux avantages obtenus.

2.5 DEVELOPPER DES SCHEMAS D'ORGANISATION EFFICACES

La gestion intégrée des eaux urbaines en zone littorale nécessite un schéma d'organisation efficace. La plupart des schémas existants sont fragmentés. Cela va à l'encontre de l'intégration et souvent à l'encontre des objectifs en termes de qualité des services, d'efficacité économique, d'équité sociale et de protection de l'environnement. Une **réforme** est nécessaire.

La dualité "public ou privé" est trompeuse. La répartition des responsabilités publiques et privées et le choix entre des formes d'organisation plus ou moins agrégées sont arbitraires. Différentes combinaisons et dispositions sont possibles. Le critère de choix est leur **performance** en termes **d'intégration, de capacité à réaliser les objectifs, de viabilité financière et de responsabilité démocratique**. Le contexte local est déterminant et doit être pris en compte, en particulier dans les villes du littoral de la Méditerranée qui ont leurs caractéristiques distinctives. **Il ne faut pas "importer" les modèles de l'étranger** sans considérer avec attention le contexte et les besoins locaux.

Les choix doivent être documentés. Le débat public sur la réorganisation et la privatisation est principalement basé sur l'intuition et les préjugés. Peu de place a été donné à un raisonnement scientifique (Seppala et al, 2001). Les différents aspects d'un changement d'organisation proposé doivent être étudiés avec soin avant toute décision. Les enseignements tirés des expériences des autres pays sont importants, mais pas suffisants. Les différences de contexte limitent la valeur des comparaisons, en particulier entre des services d'eau situés dans des environnements différents. Bien que nécessaire, l'évaluation scientifique (prospective ou rétrospective) des résultats d'un changement d'organisation est extrêmement difficile à réaliser. Les conditions de référence externes (normes réglementaires, besoins d'investissement et conditions environnementales) évoluent et sont difficiles à isoler des changements internes en matière de performance du système

(Kallis and Coccossis, 2004). De nombreuses données sont nécessaires, pas toujours disponibles et certaines pas toujours directement quantifiables. Les données ne sont pas accessibles gratuitement.

Un certain degré d'intuition, de subjectivité et de parti pris est inévitable dans toute discussion, que ce soit pour ou contre un changement d'organisation. Le défi est de **gérer au mieux le débat politique**, de façon démocratique et en s'appuyant sur des éléments scientifiques. Le processus est aussi important que le résultat. En d'autres termes, la qualité de la **gestion du processus de réforme** est aussi importante que la réforme elle-même. Les négociations relatives au changement doivent être **ouvertes, transparentes et inclure tous les acteurs concernés** (Gleick et al, 2002).

De plus, différents modèles, pour le meilleur et pour le pire, sont adaptés aux conditions sociales et politiques existantes. Les coûts liés aux répercussions sociales doivent être pris en compte quand on envisage un changement d'organisation. Le suivi des impacts et la capacité d'adaptation sont également des points importants.

La réforme d'un cadre d'organisation ne remplace pas la décision au sujet de:

- la **réglementation** (législation) du système des eaux urbaines (voir le chapitre suivant)
- l'établissement de systèmes adéquats de **financement, de fixation de prix et de contrôle des coûts** (voir le chapitre 7)
- les règles de **transparence et d'accès du public aux décisions** (voir le chapitre 8)

3. LE CADRE JURIDIQUE

Ce chapitre présente un cadre juridique d'ensemble pour la gestion urbaine de l'eau. Tout d'abord, l'importance du cadre juridique est réaffirmée. Des directives sont ensuite données pour établir des règles juridiques concernant: la prestation de service; la réglementation économique; la protection de la qualité de l'eau; le contrôle de la pollution; la protection de l'environnement; les droits à l'eau et la gestion des ressources; les installations physiques et leur planification; ainsi que la conception d'appareils. Le chapitre se termine en discutant brièvement d'aspects importants liés à l'application de la réglementation.

3.1 LE ROLE DE LA REGLEMENTATION

Un cadre juridique d'ensemble est indispensable pour réaliser les objectifs de la GIEUZL. La réglementation est également une condition préalable au fonctionnement efficace d'un service d'eau, qu'il soit public ou privé.

La réglementation est souvent exclusivement pensée comme une série d'instructions émanant des gouvernements afin de contrôler les comportements (normes, interdictions...), accompagnée de moyens et de sanctions en vue de la faire appliquer. Cependant, la réglementation fait bien plus que cela. Les règles juridiques peuvent servir à fournir des **incitations** (y compris financières) afin d'encourager des comportements souhaitables. Les normes peuvent également jouer un rôle incitatif - et pas seulement prohibitif - en favorisant les pratiques exemplaires et les innovations technologiques. En outre, en plus des normes, il existe des règles juridiques relatives à la réglementation des **processus**. La planification, la participation, la tarification, etc. ne peuvent fonctionner sans cadre; elles doivent se conformer à des règles de procédure normalisées.

Des changements réglementaires ne doivent être engagés que dans la mesure où les avantages (au sens le plus large) sont supérieurs aux coûts, et où la redistribution des coûts et des avantages est socialement souhaitable.

Des conseils concernant les thèmes et aspects que doit couvrir un cadre juridique d'ensemble pour un système des eaux urbaines en zone littorale sont présentées ci-dessous. Des normes spécifiques ne sont pas données, car elles devront être ajustées aux conditions locales particulières des différents pays de la Méditerranée. Les normes de l'OMS, de l'Union européenne ou les normes nationales fournissent des cadres de référence appropriés à cet égard.

3.2 LA REGLEMENTATION DES SERVICES D'EAU

Cette réglementation régit les droits et les devoirs des services d'eau urbains à l'égard des clients et de l'Etat.

3.2.1 Normes relatives aux clients et normes de service

Les normes relatives au niveau de service sont habituellement définies en tant que valeurs-seuils pour des paramètres et pour des indicateurs particuliers. Les normes d'approvisionnement incluent généralement une obligation d'approvisionnement en eau 24 heures sur 24 et une plage de pression à laquelle l'eau doit être fournie aux consommateurs. Les objectifs liés au service sont définis en termes d'indicateurs d'écarts (par exemple, le nombre maximal autorisé de propriétés desservies en eau en dessous d'une certaine pression, ou le nombre maximal d'heures d'interruption autorisées par an). Les normes de service peuvent être définies dans une loi spéciale, une **charte** ou un **contrat** entre le service d'eau et l'Etat. Les normes relatives à l'eau potable, au rejet des effluents ou à l'écoulement des eaux pluviales sont généralement définies séparément dans la législation relative à la santé publique et à l'environnement (voir ci-dessous). Le service d'eau peut être invité à s'y reporter dans la charte ou le contrat.

Les normes de service à la clientèle s'étendent aux questions liées à la clientèle telles que:

- Les normes de service destinées aux clients **nouvellement raccordés** (par exemple, le temps maximal de raccordement après une demande, ou l'infrastructure fournie selon le type d'utilisateur)
- Les normes de service destinées aux clients existants (par exemple, le délai de réponse aux plaintes liées à la facturation ou à l'approvisionnement)
- Les objectifs peuvent également être exprimés en termes d'indicateurs et de valeurs cibles. Les obligations du service d'eau vis-à-vis des clients (dont les normes de service) peuvent être consignées dans une **charte clientèle** juridiquement opposable. Les services d'eau et les clients concluent un **contrat** normalisé séparé concernant le raccordement aux services d'eau. Les termes du contrat définissent les obligations respectives du service d'eau et du client.

La réglementation des **normes liées à l'état des actifs** (les stations et les réseaux en particulier) permet d'éviter le sous-investissement en matière de maintenance et de renouvellement. Il est souvent difficile d'évaluer de façon objective l'état de certains actifs (par exemple, les réseaux souterrains). Les normes peuvent concerner les *efforts fournis* plutôt que de *l'état* des actifs (par exemple, des normes donnant le renouvellement annuel ou le taux de remplacement des conduites). Les fuites constituent un problème très important; la loi peut contraindre les services d'eau à des objectifs particuliers en termes de **réduction de fuites** (voir le chapitre 5).

La réglementation des biens publics et d'intérêt public peut inclure des **normes "filet de sécurité"** visant au maintien de conditions minimales en matière d'hygiène et de santé publique. Par exemple, on peut accorder des **moratoires vis-à-vis de la déconnexion** pour certains groupes vulnérables ou des **tarifs sociaux** spéciaux (voir le chapitre 7). D'autres pistes consistent à définir clairement un **droit d'accès à l'eau pour tous** ou à **garantir une quantité d'eau minimale**.

On peut établir des **normes d'économie d'eau** afin de promouvoir les économies d'eau (voir le chapitre 5). Les services d'eau peuvent être mandatés par l'Etat et les autorités de réglementation pour réaliser les activités et poursuivre les objectifs particuliers à la conservation de l'eau. Ces activités et objectifs peuvent inclure la **réduction des fuites** ou la mise en œuvre de **programmes** spécifiques d'économie d'eau (comme la pose de compteurs d'eau, des programmes de modernisation d'équipements, des programmes de remise, etc.).

En retour, l'Etat ou le service d'eau peuvent imposer des normes d'économie d'eau aux clients individuels. Ces mesures peuvent inclure des **interdictions liées à certaines activités** (comme le nettoyage des voitures et les piscines) qui peuvent s'appliquer à certaines zones ou certains usagers lors de périodes particulières (comme pendant une sécheresse). Les normes d'économie d'eau peuvent inclure des exigences vis-à-vis d'installations particulières, dont le respect constitue une condition préalable à leur approvisionnement en eau (comme l'exigence de certains dispositifs économisant l'eau).

Il se peut que les contrôles d'économie d'eau soient difficiles à mettre en œuvre et à faire accepter par les services d'eau et les usagers. Une stratégie plus efficace consiste à les associer à la **réglementation économique / incitations** ou **permis**. Par exemple, les services d'eau peuvent être contraints de démontrer que les nouveaux approvisionnements projetés sont moins coûteux que les projets

d'amélioration liés à l'économie d'eau, avant d'être autorisés à investir et à augmenter les tarifs de l'eau pour rembourser l'investissement (Gleick et al, 2002). Aux Etats-Unis, le financement des services d'eau municipaux est lié à la mise en place d'un plan normalisé d'économie d'eau. En Angleterre et au Pays de Galles, la performance comparée sur l'économie d'eau par les sociétés est prise en compte lors de l'examen périodique des prix de l'eau.

3.2.2 Surveillance et compte-rendus

La surveillance et l'établissement de rapports sont indispensables pour évaluer la performance d'un service d'eau et contrôler le respect des normes. La législation doit définir:

- les procédures acceptables de surveillance et d'analyse de données (en relation avec l'évaluation de la performance selon les normes réglementées)
- les exigences en matière de compte-rendus
- les procédures d'audit indépendant et les droits d'inspection

La définition détaillée des règles de surveillance et de compte-rendus dans un texte juridique peut être une approche trop rigide. A la place, le texte juridique peut définir les principes généraux et renvoyer aux autorités compétentes pour les spécifications (par exemple, les **autorités de réglementation** ou les **autorités d'inspection**).

Les rapports seuls ne sont pas suffisants pour garantir l'**accès du public à l'information**. En principe, tous les documents et données liés au service d'eau doivent être accessibles au public. En pratique, la confidentialité commerciale ou politique impose des restrictions. La loi doit être explicite et définir:

- les données que le service d'eau a l'obligation de fournir au public (en général, les données contenues dans les rapports)
- les données auxquelles le public peut avoir accès après quelques démarches officielles
- les données dont l'accès peut être limité (en en justifiant clairement les motifs)

3.2.3 Exceptions

Un cadre juridique approprié doit aborder les circonstances exceptionnelles (voir le chapitre 9), qui autorisent à déroger aux obligations légales. Un événement climatique exceptionnel ou un séisme peuvent conduire au non-respect des normes. Une sécheresse intense peut obliger à interrompre l'approvisionnement, à utiliser une eau de moins bonne qualité, ou à interdire certains usages imposés. La loi doit spécifier les conditions qui définissent une circonstance exceptionnelle (ou les autorités compétentes et les procédures pour

le faire) et les **dérogations** qui s'appliquent dans ce genre de situation. Dans de nombreux pays, il existe des procédures juridiquement définies sur les **instructions à suivre en cas de sécheresse**, émanant des pouvoirs publics.

3.2.4 Planification et participation

On peut exiger du service d'eau urbain l'élaboration de certains types de plan (par exemple, un plan directeur sur 5 ans tel que défini dans le chapitre 5 du volume 1, ou tout autre plan important tel qu'un plan intégré des ressources, un plan de prévention des risques ou un plan d'investissement). La nécessité ou non d'une clause juridique correspondante dépend du mode d'administration publique au niveau national. La loi peut définir les **règles de procédure** pour élaborer le plan (par exemple, la structure administrative, la consultation et la participation etc.) ainsi que les exigences essentielles en termes de compte-rendus, de suivi et de révision. La loi peut également préciser le mode d'intégration avec d'autres structures de décision et de planification (par exemple, l'engagement à harmoniser explicitement les objectifs avec ceux des plans sur le terrain; le statut juridique au sein des processus d'urbanisme). Une piste est de lier le mandat d'élaboration et de mise en œuvre du (ou des) plan(s) à des incitations financières ou à d'autres instruments d'autorisation (par exemple, le lien entre plan d'économie d'eau et apport de financement par l'Etat, aux Etats-Unis).

Les **règles relatives à la participation** de la population dans les décisions et le suivi doivent être clairement définies (voir le chapitre 8). Elles doivent concerner:

- l'identification des décisions pour lesquelles la participation de la population est obligatoire (par exemple, l'élaboration et l'autorisation des plans, les réformes tarifaires, l'établissement du budget, etc.)
- la définition du degré de participation du public, prévu pour chaque niveau de décision (par exemple, l'information, la consultation, la délégation de décision, voir le chapitre 8)
- les règles de procédure, la sélection des participants, et leurs droits et obligations

3.3 LA REGLEMENTATION ECONOMIQUE

Il s'agit d'un point important de la réglementation relative au service d'eau et à son prestataire. Deux principes doivent être respectés (Gleick et al, 2002):

1. "L'eau et les services d'eau doivent être fournis à des tarifs justes et raisonnables"
2. "Les augmentations de tarif doivent être associées à des améliorations convenues des services"

Le **contrôle des prix** est une fonction essentielle du cadre juridique relatif aux services d'eau. Les règles de détermination des prix varient selon les caractéristiques du système, notamment le degré et le type de participation du secteur privé. Le chapitre 7 aborde les questions majeures liées à l'établissement des prix de l'eau. Le cadre juridique doit définir explicitement les **bases** (et les objectifs) sur lesquelles les prix seront déterminés. Les prix peuvent être établis selon les normes de performance des services, leurs obligations en termes d'investissement, etc. Les droits et limitations de marge de profit (**seuils de rentabilité**) ainsi que les obligations en termes d'investissement doivent être clarifiés.

La législation doit aussi clairement définir les **règles du processus de tarification**, à savoir qui décide des prix, quand et comment. Ce processus comprend:

- la définition des rôles et responsabilités des ministères, des autorités de réglementation, des services d'eau, ainsi que des groupes consultatifs de citoyens
- les règles liées à la prise de décision et à l'établissement des prix
- la définition d'une révision périodique (par exemple, annuelle ou quinquennale avec un ajustement annuel automatique à l'inflation, etc.)

La réglementation sur les **obligations** des services d'eau **en termes d'investissement** vise à éviter les situations où les actifs sont laissés à l'abandon ou les investissements destinés à des fonctions importantes de service public sont négligés. Une réglementation trop formalisée sur les obligations financières peut aller à l'encontre de la flexibilité d'adaptation face aux changements des conditions et des besoins. Cependant, la réglementation peut définir les processus et les règles par lesquels ces obligations seront établies (par exemple, l'établissement et l'accord sur un plan d'investissement) et ajustées à la lumière de nouveaux éléments (par exemple, la révision périodique d'un plan en vertu de certaines règles et certains critères significatifs). L'objectif est de trouver un bon équilibre entre, d'une part, la protection de l'intérêt public et la protection des services d'eau et, d'autre part, des demandes injustifiées de dépenses supplémentaires (Rees, 1998).

Un cadre plus général est nécessaire pour définir les **règles de propriété et/ou de concurrence** dans les services d'eau urbains. Cela peut faire partie d'une loi sur la concurrence. La participation du secteur privé peut être autorisée dans certains domaines du service mais interdite dans d'autres. Pour les services d'eau publics ou constitués en entreprise publique, la structure et les règles de fonctionnement du service d'eau (comme la constitution d'un comité d'administration, la nomination du président, etc.) doivent être définies.

Cela peut être en conformité avec le droit public de l'administration ou le droit privé des sociétés. Là où le secteur privé intervient, il faut clairement établir des règles de la concurrence et les contrôles sur les **pratiques commerciales déloyales** (Rees, 1998). La loi peut définir les administrations ou les procédés de contrôle de la concurrence (par exemple, une commission de contrôle des fusions ou de lutte contre les monopoles).

3.4 LA REGLEMENTATION DE SANTE PUBLIQUE

Les **normes relatives à l'eau potable** sont essentielles à la protection de la santé publique. Dans la plupart des pays, elles sont déjà établies à l'échelle nationale. En général, les normes de référence de l'Organisation mondiale de la santé (www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/) peuvent être appliquées, bien que rédigées en réponse aux besoins de systèmes d'eau moins avancés. Pour les systèmes plus avancés, on peut se référer aux normes de l'Union européenne (qui s'appliquent à ses Etats membres; CCE, 1998) et aux directives de l'Agence de la protection environnementale (EPA) des Etats-Unis (www.epa.gov/safewater/mcl.html).

Les paramètres de qualité réglementés sont les caractéristiques physiques, les composés minéraux, les composés organiques, les caractéristiques microbiologiques et le contenu radioactif. Les **paramètres physiques** sont le pH, la turbidité, la température, la couleur, l'odeur et le goût. Ils sont plus liés à la satisfaction du client qu'à la santé publique. Cependant, certains servent également d'indicateurs de contamination microbienne éventuelle.

Les principaux **composés minéraux** sont les nitrates, les sulfates, les halogènes (chlorures, bromures et fluorures) et les cyanures, ainsi que de nombreux métaux utilisés dans l'industrie tels que le chrome, le zinc, le cuivre, le plomb et l'argent, ou ceux d'origine naturelle tels que le calcium, le magnésium, l'arsenic et le sélénium.

Les **composés organiques** sont mesurés par la demande biologique en oxygène (DBO), la demande chimique en oxygène (DCO), et le carbone organique total (COT), paramètres qui donnent une indication générale de la pollution organique et de la potabilité de l'eau. On peut aussi fixer des valeurs limites à certains produits chimiques organiques en fonction de leur usage ou de leur rejet dans le bassin versant. Pour l'eau prélevée en zone agricole, la teneur en composés chimiques tels que l'atrazine, l'alachlore ou d'autres pesticides doit être réglementée. Si les ressources en eau potable se situent dans des bassins industriels ou urbanisés, les phénols, les

substances organiques chlorées, les détergents synthétiques et les produits pétroliers doivent être réglementés et surveillés.

La désinfection diminue la pollution microbiologique mais ne "stérilise" pas l'eau potable. Un certain niveau d'activité microbiologique est inévitable; les systèmes d'eau ont des kilomètres de conduites souterraines et de grands réservoirs de stockage. Il serait difficile et coûteux de soumettre toutes les eaux à des tests en vue de détecter tous les **organismes potentiellement pathogènes**. Les normes de sécurité microbiologique utilisent souvent un organisme indicateur (des coliformes fécaux, la plupart du temps) pour évaluer l'innocuité de l'eau. La présence de coliformes fécaux appelle à un examen plus approfondi pour identifier et localiser les polluants microbiologiques.

Une **analyse du contenu radioactif** peut être requise pour les systèmes qui utilisent des ressources souterraines dans des zones où les formations minérales sont riches en éléments de ce type, ou dans des zones où l'on suspecte une pollution par dispersion d'isotopes provenant de centrales nucléaires ou de tests d'armes nucléaires.

Dans la plupart des villes, les prélèvements d'échantillon se font généralement à la sortie des usines de traitement. Ces prélèvements doivent être étendus tout au long du réseau en y incluant des points de consommation (contrôles "au robinet"). L'**échantillonnage** et les procédures d'analyse (fréquence et localisation des échantillons, matériel de contrôle et de laboratoire, techniques d'analyse, extraction de valeurs moyennes à extrêmes...) sont au cœur de l'évaluation de la qualité de l'eau potable. Ces procédures doivent être clairement réglementées, ainsi que des **mécanismes de contrôle et d'inspection**.

Un instrument de réglementation essentiel pour la protection des ressources en eau potable (de surface et souterraine) est le **zonage**. Le territoire doit être réparti en zones selon la proximité par rapport aux ressources en eau. Chaque zone fait l'objet de certaines restrictions (ou interdictions) imposées à l'activité humaine pour écarter toute activité dangereuse et nuisible à la ressource en eau. Plus l'on s'éloigne de la ressource, plus le niveau de restriction diminue. Les activités polluantes sont interdites au voisinage de la ressource.

Le zonage peut permettre de maîtriser et de réduire le risque de contamination accidentelle, mais il ne peut éliminer la pollution. Des rivières polluées peuvent aboutir dans les lacs utilisés pour l'eau potable et des polluants diffus

ENCADRE 3.1 NORMES INTERNATIONALES RELATIVES A LA REUTILISATION DES EAUX USEES

MED POL du PAM / PNUE

En 2004, dans le cadre du MED POL et en coopération avec l'OMS, le PAM du PNUE a rédigé des "Directives sur le traitement et l'évacuation des eaux usées dans la région méditerranéenne" (Série 152 des rapports techniques du PAM consultables à l'adresse www.unepmap.org). Le tableau 7 du document recommande des directives pour la réutilisation des eaux usées municipales dans la région méditerranéenne. On y trouve des normes physiques et microbiologiques pour différents types d'application.

OMS

En 1989, l'OMS a publié des directives pour "une utilisation sans risque d'eaux usées et d'excréments en agriculture et en aquaculture" destinées aux pays en développement (www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/en/).

Californie

Pour les systèmes plus avancés, les normes de l'article 22 du Service de santé publique de Californie www.dhs.ca.gov/ps/ddwem/publications/waterrecycling/waterrecyclingindex.htm définissent les usages autorisés de l'eau recyclée en fonction des niveaux de traitement. Il s'agit des directives les plus détaillées disponibles sur la réutilisation des eaux usées et elles doivent être consultées si l'on souhaite élaborer un acte juridique d'ensemble.

peuvent atteindre des réserves souterraines. Les **programmes intégrés de contrôle de la pollution** visent à atteindre certains objectifs de qualité pour les ressources d'eau potable. Cette logique est inscrite dans la Directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne. Les ressources d'eau potable sont déclarées "zones protégées" et soumises à des objectifs de qualité stricts (CCE, 2000). Des programmes de contrôle de la pollution (dont le zonage) doivent être mis en place dans les endroits où la qualité des eaux brutes n'est pas suffisante vis-à-vis du niveau de traitement qui leur est appliqué.

Les normes de santé publique sont nécessaires non seulement pour l'eau potable mais également pour les eaux de seconde qualité réservées aux usages non potables. Les normes doivent spécifier les **niveaux de qualité minimale**. Les risques de santé publique liés à l'application agricole des eaux usées ne se rapportent pas qu'à la contamination des récoltes mais également à la santé des agriculteurs en contact avec l'eau. On peut être amené à établir des règles d'application et de contact de l'eau, en plus des règles d'utilisation. L'encadré 3.1 résume quelques sources majeures de normes internationales liées à la réutilisation des eaux usées. Les directives du PAM / PNUE donnent un cadre général qui peut s'intégrer dans les cadres juridiques des pays de la Méditerranée.

3.5 LA REGLEMENTATION DU CONTROLE DE LA POLLUTION

3.5.1 L'assainissement urbain

Les effluents urbains comprennent les rejets des réseaux d'assainissement (stations d'épuration) et les rejets directs des industries. Les normes de pollution peuvent s'établir sur la base de **valeurs limites d'émission** (basées sur les meilleures technologies disponibles) ou de **normes de qualité des eaux réceptrices** qui prennent en compte la "capacité d'assimilation" du milieu aquatique récepteur.

Pour contrôler les **effluents d'assainissement**, il convient généralement de suivre une approche préventive relative aux émissions. Par exemple, la directive de l'Union européenne relative aux eaux usées (CCE, 1991) exige un traitement secondaire dans les agglomérations de plus de 2 000 habitants et un traitement tertiaire dans les cas d'eaux réceptrices sensibles. La sensibilité est fondée sur des critères de protection d'usages importants en aval (eau potable, pêche de poisson et de coquillage, activités de loisir) et à la sévérité de l'eutrophisation.

Cependant, cette approche réglementaire est quelque peu arbitraire dans la mesure où elle suppose que le maintien d'un certain niveau d'oxygène dissous dans les eaux réceptrices suffira à garantir la protection des usages en aval. Elle ignore le fait que les impacts sur l'écosystème peuvent provenir d'altérations dans les cycles nutritifs, la température, la régimes d'écoulement ou

l'accumulation de composés réfractaires dans les sédiments. Elle ignore aussi le fait que les effluents d'assainissement ne sont peut-être pas la seule source de pollution de l'eau. Des effets de synergie peuvent se produire entre différents polluants. On peut améliorer les stratégies de diminution de la pollution en coordonnant le contrôle des eaux usées urbaines avec celui d'autres activités polluantes.

Une nouvelle approche réglementaire **combinée** de contrôle de la pollution est mise en avant dans la Directive-cadre de l'Union européenne (CEC, 2000). Des valeurs limites d'émission pour les industries, fondées sur les meilleures technologies disponibles, et des exigences uniformes pour les stations d'épuration des eaux usées sont considérées comme un minimum exigible. Cependant, si cela s'avère insuffisant pour les objectifs de qualité des eaux réceptrices, des **programmes de mesures** supplémentaires seront mis en place. Ces programmes peuvent inclure des mesures plus exigeantes sur les effluents, sur les autorisations et la taxation correspondante, sur l'occupation des sols et d'autres interventions visant à maîtriser les sources de pollution diffuses, etc. Il s'agit d'une **approche fondée sur des objectifs de qualité au niveau du bassin versant**.

Les **effluents industriels** directement déversés dans les eaux ou dans le réseau d'assainissement doivent être soumis à un système d'autorisation, associé de préférence à un mécanisme de taxation afin d'inciter les industries à diminuer la pollution.

De plus, la réglementation sur le traitement et l'évacuation des boues doit être introduite. Elle doit définir les types de traitement requis selon les modes d'évacuation.

Le **Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique** fut signé par les pays méditerranéens et entra en vigueur en 1983. En 1996, il a été révisé afin de mieux couvrir les sources et activités de pollution industrielle et d'élargir la portée du protocole à l'ensemble du bassin hydrologique (voir <http://www.unepmap.gr/pdf/lbs.pdf>). Le protocole donne un cadre de base pour élaborer la législation du contrôle des eaux usées (dont les eaux usées urbaines) dans les pays de la Méditerranée.

3.5.2 Le drainage pluvial

Dans certains pays, les effluents des systèmes unitaires d'eaux usées et d'eaux pluviales sont soumis à contrôle et **autorisation de surverse** (Zabel et al, 2001). Ces autorisations peuvent spécifier la **fréquence de surverse** et/ou la quantité de **charges polluantes** suivie dans les eaux réceptrices. On peut imposer des procédures de surveillance, de réglementation et d'échantillonnage selon la quantité de pollution

rejetée et la sensibilité des eaux réceptrices. Autrement, on peut imposer des instructions à la gestion des surverses (comme les libérations, les contrôles, etc.). Cette même approche réglementaire est applicable aux systèmes de drainage séparés.

Le ruissellement incontrôlé des eaux pluviales est une source importante de pollution. Il est diffus et irrégulier, donc difficile à réglementer. Une approche réglementaire a été testée aux Etats-Unis, qui consiste à mettre des mesures du côté "production" des eaux pluviales. Dans le comté de San Diego, les municipalités font l'objet d'un **permis de déversement pluvial** lié à l'approbation d'un **plan de gestion des ruissellements urbains**. Sinon, elles y sont soumises par l'administration de réglementation ou par une tierce partie. On peut étendre les plans de gestion des ruissellements pour y inclure des clauses liées à l'aspect **quantitatif**.

La même approche réglementaire peut être appliquée aux nouveaux projets d'habitation ou d'autre construction, ou même aux maisons individuelles, par le service d'eau ou l'administration en charge de la gestion des eaux pluviales, ou encore les autorités de la ville. Par exemple, certaines dispositions de maîtrise du ruissellement peuvent être exigées avant l'accord d'un "permis de drainage" pour un logement. Dans le cadre d'une approche moins coercitive, de telles demandes dans les plans ou autres aspects de construction peuvent ne pas être obligatoires mais associées à des incitations économiques ou autres.

3.6 LA REGLEMENTATION ENVIRONNEMENTALE

Les deux principaux moyens de minimiser les impacts environnementaux négatifs venant des services d'eau sont le contrôle de la pollution et la conservation de l'eau. Cependant, les services d'eau consomment également d'autres ressources et de l'énergie, et produisent divers types de déchets. La **législation environnementale** liée à l'énergie, aux déchets solides, etc. régit généralement le contrôle de ces impacts.

L'**étude d'impact sur l'environnement (EIE)** doit être une obligation juridique pour tous les ouvrages conséquents liés aux services d'eau (transferts, bassins de retenue, nouvelles stations), ce qui est déjà le cas dans la plupart des pays. Une importante innovation d'ordre juridique consiste à exiger une **évaluation stratégique environnementale (ESE)** dans les plans directeurs et les plans de ressources en eau des services d'eau urbains (voir le chapitre 5 du volume 1). Si cette demande est liée à une autorisation ou un financement pour de nouveaux projets, l'ESE peut impulser indirectement l'élaboration d'un plan directeur, là où il n'existe pas.

Des obligations environnementales peuvent être introduites parmi les obligations statutaires dans la loi ou le contrat régissant un service d'eau urbain ("réglementation de service"). Ces obligations peuvent inclure des engagements financiers pour des projets environnementaux ou des exigences pour des plans environnementaux (éventuellement liés à des autorisations ou des financements publics). Une démarche d'audit environnemental (comme les normes ISO ou EMAS; voir le chapitre 4 du volume 1) peut être légalement exigée aux services d'eau urbains, ou associé à des démarches d'autorisation et de financement.

Une idée innovante, applicable dans certaines situations seulement, serait de rendre les services d'eau juridiquement responsables de la conservation de leurs zones de production (ou de déversement). Aux Pays-Bas, où de nombreux services d'eau utilisent des dunes littorales pour les eaux souterraines ou pour le traitement naturel des eaux de surface polluées, les statuts de ces services d'eau définissent la protection des dunes comme une de leurs obligations.

Dans de nombreuses villes de la Méditerranée, la production d'eau douce et les effluents d'eaux usées affectent d'importantes zones naturelles habitées par des espèces animales et végétales en voie de disparition et protégées par la loi. Les **zones protégées** sont généralement réglementées par la législation environnementale grâce à une approche de **zonage** (consistant à interdire ou à limiter les activités dans certains territoires limitrophes). Dans ces situations, des normes réglementaires plus rigoureuses peuvent s'appliquer aux services d'eau urbains, au contrôle de la pollution ou à la gestion des ressources. Par exemple, les ouvrages hydrauliques ou les effluents urbains dans les zones naturelles protégées seront interdits à moins de prouver leur absolue nécessité (quand toutes les autres options sont trop coûteuses, par exemple). La Directive-cadre sur l'eau de l'Union européenne applique une telle clause, en vertu de laquelle les zones naturelles importantes, protégées par la législation nationale ou communautaire, doivent être traitées comme des "zones protégées" où s'applique un niveau plus strict de restrictions et d'objectifs de qualité ainsi que de contrôle sur les prélèvements et les rejets (CEC, 2000).

3.7 LA REGLEMENTATION SUR LES RESSOURCES EN EAU

Dans de nombreux pays de la Méditerranée, le régime de propriété des ressources en eau est peu clair et réglementé en vertu de plusieurs décrets. Le droit à l'eau est lié au droit de propriété foncière. Les services d'eau qui "possèdent" une réserve d'eau bénéficient de droits illimités sur son alimentation. De telles

situations ne favorisent pas la conservation de l'eau et entraînent des conflits entre usages concurrentiels de ressources partagées (ou connectées).

Le cadre juridique relatif aux ressources en eau doit inclure un **système de droits d'eau** qui reconnaît les réalités hydrologiques des eaux de surface, des eaux souterraines et des écoulements associés, ainsi que le caractère probabiliste des précipitations et des écoulements. Le système doit définir clairement la propriété des eaux de surface et des eaux souterraines. Les ressources en eau douce ne doivent pas pouvoir être appropriées par des entités privées; le contrôle de l'Etat est nécessaire (PAP/PAM/PNUE, 1997). Tous les nouveaux droits concernant les ressources en eau devraient être basés sur des titres **d'utilisation** et non pas de propriété. Ces titres doivent être conçus en cohérence avec la disponibilité des ressources, les considérations socio-économiques ainsi que la priorité des usagers, et ne doivent pas permettre un usage permanent et non limitatif des ressources. Les titres de propriété illimités existants doivent être progressivement transformés en **titres d'utilisation à durée déterminée**.

Les **autorisations de prélèvement à durée déterminée** sont le meilleur moyen de gérer les titres d'utilisation. On peut utiliser les autorisations de prélèvement pour:

- contrôler les développements dans les zones de stress hydrique
- imposer certains objectifs de gestion à l'utilisateur (par exemple, en délivrant l'autorisation sous réserve d'un plan préalable d'économie d'eau ou de preuves explicites de certaines pratiques de gestion)

Cela signifie que les nouveaux ouvrages d'hydraulique urbaine doivent faire l'objet de contrôles tant en matière d'impacts environnementaux (régis par la réglementation environnementale) qu'en termes de disponibilité et d'efficacité (régies par la réglementation sur les ressources).

L'autorisation de nouveaux projets de prélèvement et d'alimentation (tels que bassins de retenue ou transfert à grande échelle) peut être liée à des critères tels que:

- l'absence d'alternative plus appropriée (des points de vue économique, social et environnemental)
- l'élaboration préalable effective et l'approbation participative d'un plan directeur (ou d'un plan intégré des ressources ou d'un plan d'économie d'eau)

Les autorisations de prélèvement peuvent aussi donner lieu à une **taxation environnementale** (en imposant une taxe sur ces permis) ou même (bien que ce soit plus difficile) à une **tarification**

incitative, en modulant les taxes en fonction de l’usage réel (voir le chapitre 7).

Le système global de droits d’eau doit aussi permettre de répondre aux besoins en eau des écosystèmes. Dans tous les cas, la loi doit garantir de satisfaire aux besoins élémentaires des écosystèmes naturels en termes d’eau. Des débits environnementaux doivent servir de facteurs limitatifs dans l’octroi des autorisations de prélèvement. On pourrait même établir des “**droits d’usage pour l’environnement**” permanents, mais ce serait plus ambitieux.

L’établissement des priorités pour les usages et les usagers doit être flexible. On peut mettre en place des **marchés bien réglementés**. Cela peut aller du commerce ponctuel de l’eau entre usagers durant les périodes de sécheresse, aux échanges plus permanents à travers le commerce de titres d’utilisation. Cela peut faciliter l’allocation de l’eau pour des usages plus productifs. Cependant, ces pratiques doivent être gérés avec prudence afin d’éviter les situations monopolistiques. Il est recommandé d’établir au préalable les débits et droits environnementaux minimaux afin d’éviter une surexploitation des ressources.

Le cadre juridique global relatif aux ressources en eau doit également définir la **planification** d’ensemble et le processus de décision concernant l’allocation des ressources. Cela comprend la définition et l’installation des autorités compétentes, et de leurs pouvoirs, ainsi que les spécifications liées au processus de planification et aux droits de participation des différents acteurs et de la population. Il est préférable d’organiser les compétences et les processus de planification à **l’échelle du bassin versant**. Une participation efficace requiert l’installation de **conseils** représentatifs (“parlements” de bassin) qui ont un pouvoir dans le processus de planification ainsi que dans les procédures de consultation de plus grande portée. Dans l’idéal, le cadre juridique devrait impulser l’intention et la direction pour l’intégration entre les plans de bassin et les plans de moindre échelle comme les plans de bassin urbain (ou les plans directeurs élaborés par les services d’eau urbains).

3.8 LA REGLEMENTATION SUR L’OCCUPATION DES SOLS ET L’AMENAGEMENT URBAIN

Les instruments de planification physique peuvent contribuer à améliorer la gestion des systèmes d’eau urbains. La planification et les choix urbains peuvent jouer ce rôle en favorisant l’aménagement urbain qui suit les principes de la **conception respectueuse de l’eau** (voir le chapitre 4 du volume 1). Le principal instrument de la

réglementation de l’occupation des sols est l’**octroi de permis**. Les règles relatives à l’octroi de permis doivent généralement être inscrites dans un **plan d’occupation des sols** et/ou dans un **code de la construction**.

Une clause juridique évidente, pratiquée (mais souvent violée) dans de nombreux pays de la Méditerranée, consiste à **interdire**, ou à contrôler, l’octroi de permis de construction pour des logements en **zone inondable**.

Des mesures semblables peuvent s’imposer aux constructions dans les **zones sujettes au stress hydrique**. Par exemple, les autorités urbaines peuvent exiger l’obtention d’une autorisation de prélèvement (ou une preuve de consentement similaire, concernant le raccordement au réseau centralisé, par le service d’eau) avant d’autoriser la construction d’un nouveau complexe résidentiel ou d’un hôtel dans une zone littorale sujette au stress hydrique. Cela inverse le processus d’autorisation, en faisant de l’eau un facteur limitant du développement urbain.

Plus ambitieux encore, l’octroi de permis peut être conditionné par la présence d’aspects respectueux de l’eau dans une nouvelle maison ou autre nouvel aménagement, tels que:

- des équipements économisant l’eau (par exemple, dispositif d’économie d’eau, citerne de collecte des eaux de pluie, système de recyclage interne)
- des mesures de maîtrise de l’érosion sur le site de construction
- l’installation de dispositifs antipollution post construction visant à réduire la pollution liée aux eaux de ruissellement

De telles mesures seraient particulièrement souhaitables pour les hôtels et les installations touristiques dans les zones urbaines du littoral méditerranéen.

Les codes de la construction définissant les caractéristiques requises pour les nouvelles constructions peuvent inclure certains points essentiels en respect à l’eau (tels que des citernes de collecte des eaux de pluie dans les petites agglomérations insulaires ou littorales).

La législation sur les plans d’occupation des sols doit donner l’intention et la direction pour l’intégration des objectifs liés à l’eau. Une déclaration claire sera utile (notamment pour considérer la disponibilité de l’eau et les ruissellements comme des facteurs limitants dans les plans physiques et les décisions d’octroi de permis). Le rôle des acteurs de l’eau (services d’eau, administrations de l’eau, etc.) dans le processus de planification urbaine doit également être spécifié.

3.9 LES NORMES DE CONCEPTION

Des **normes de conception** minimales sont nécessaires pour garantir la qualité de la “machinerie” et autres appareils, utilisés dans les systèmes d’eau urbains (tels que conduites, bassins de stockage, compteurs d’eau, etc.). Des directives relatives à la conception du système de drainage et de son réseau sont également essentielles (par exemple, le “risque d’inondation” minimum acceptable). Les **normes européennes** ou les **normes ISO** liées aux équipements et ouvrages hydrauliques particuliers (stations d’épuration des eaux usées, etc.) doivent être utilisées à cette fin.

Les **normes d’économie d’eau appliquées aux appareils électroménagers commercialisés** peuvent grandement contribuer à la conservation de l’eau (voir le chapitre 5). Cependant, l’imposition de normes applicables à tous peut constituer une violation aux règles de libre concurrence. Parmi les approches laissant le choix final aux consommateurs, on peut citer la réglementation sur l’**étiquetage vert** des appareils (comme le système européen d’eco-étiquetage).

3.10 UN CADRE LEGISLATIF D’ENSEMBLE POUR LES SYSTEMES D’EAU URBAINS EN ZONE LITTORALE

Le tableau 3.1 résume les principaux instruments juridiques mentionnés dans le présent chapitre. Un cadre juridique d’ensemble visant la gestion intégrée des eaux urbaines en zone littorale doit aborder tous les sujets. La liste donnée des instruments et des combinaisons n’est aucunement exhaustive. Des clauses légales particulières devront être ajustées au contexte socio-économique, environnemental et judiciaire.

La législation régissant les systèmes d’eau urbains est généralement fragmentée; les différents aspects du cycle urbain de l’eau sont couverts par de nombreuses lois. Les clauses pertinentes peuvent concerner plusieurs lois et compétences administratives. Il est recommandé de regrouper les clauses juridiques dispersées en quelques actes juridiques majeurs. Une **loi sur les services d’eau** et une **loi sur les ressources en eau** doivent constituer les fondements d’un cadre juridique d’ensemble. Ces lois doivent fournir un cadre réglementaire cohérent, applicable à tous les services d’eau, publics ou privés. Ce cadre peut être complété par des **licences et contrats** spécifiques conclus entre l’Etat et les services d’eau.

Cependant, il peut être justifié tout de même de maintenir certaines clauses dans d’autres actes ou compétences administratives. Par exemple, le contrôle de la pollution de l’eau peut être réglementé par un texte intégré sur le contrôle de la pollution (couvrant

toutes les émissions industrielles) et administré par une autorité d’inspection de la pollution. De la même manière, les administrations de santé et de sécurité publiques peuvent être bien placés pour surveiller et faire appliquer les normes relatives à l’eau potable. Certaines mesures (comme sur la concurrence ou la taxation, etc.) peuvent être régies par des lois administratives et économiques plus générales. Le tableau 3.1 indique les lois fondamentales dont peuvent relever les diverses clauses.

Les pays de la Méditerranée possèdent des systèmes juridiques différents ainsi que des traditions différentes. Certains systèmes s’appuieront plus sur la législation, d’autres plus sur les pratiques administratives (politique, planification). Dans certains pays, les lois constituent plutôt un simple cadre (laissant la liberté de mise en œuvre à l’échelle locale). Dans d’autres pays, elles sont plus directes et s’apparentent davantage à des décrets. Les Directives de ce présent chapitre doivent être adaptées en conséquence.

Les coûts de la réglementation peuvent entraver une bonne application, en particulier dans les petites agglomérations urbaines défavorisées où l’administration est faible. Trop de législation peut bloquer toute application. Le **principe de subsidiarité** appelle à une différenciation des normes selon le type de système des eaux urbaines. La liberté d’application doit rester à l’échelle locale. D’un autre côté, il faut trouver un bon équilibre afin d’éviter une application insuffisante.

La législation doit être appliquée et suivie pour être efficace. Dans l’ensemble des pays de la Méditerranée, on constate que les capacités à faire appliquer la loi sont limitées. Les clauses de mise en observation, les pénalités et les amendes, ainsi que les procédures judiciaires, etc. sont très importantes. Cependant, tout ceci dépend des systèmes judiciaires nationaux et dépasse le cadre de ces Directives.

Les problèmes d’application sont exacerbés par la nature même des ressources en eau et des infrastructures qui rend les contrôles coûteux et difficiles à mettre en place. La question majeure est la capacité de l’administration à jouer son rôle de réglementation toujours plus exigeant, avec un budget public et des politiques de personnel toujours plus restrictifs. Les instruments économiques sont souvent présentés comme une alternative aux instruments de réglementation, moins coûteuse. Leur application dans le secteur urbain de l’eau n’est cependant pas immédiate; elle requiert d’abord l’installation de structures administratives de réglementation (par exemple, pour établir les droits d’eau et superviser les marchés, pour réglementer les services d’eau privés, ou pour établir les autorisations de prélèvement en leur attribuant un prix). Cela implique des coûts considérables.

LOI	SERVICES D'EAU	RESSOURCES EN EAU	ENVIRONNEMENT	SANTE PUBLIQUE	AUTRES
<u>Règles/normes</u>					
Niveau de service/services à la clientèle	+	+			
Disponibilité des actifs	+				
Contrôle des prix / profits	+				
Propriété/structure du service d'eau	+				Loi sur les sociétés de service public
Concurrence/commercialisation	+				Concurrence
Engagement d'investissement	+				
"Filet de sécurité"/Biens publics	+				Politique sociale
Utilisation économe de l'eau/réduction des fuites	+	+			
Planification urbaine de l'eau	+	+			
Suivi et compte-rendus	+	+	+	+	
Accès à l'information sur l'eau	+	+	+	+	
Consultation/Participation	+	+	+	+	
Circonstances exceptionnelles	+	+			
Qualité de l'eau potable	+			+	
Echantillonnage/analyses	+			+	
Protection des ressources/zonage		+	+	+	
Eau de seconde qualité		+	+	+	
Valeurs limites de rejet/obligations de traitement		+	+		
Permis de polluer		+	+		
Programmes intégrés de contrôle de la pollution		+	+		
Permis/contrôle des réseaux unitaires d'assainissement		+	+		
Elimination des boues	+		+		
Permis de déversement d'eaux pluviales		+	+		
Etude d'impact sur l'environnement			+		
Evaluation stratégique environnementale			+		
Audit environnemental	+		+		
Zones naturelles protégées	+	+	+		
Normes écologiques de l'eau		+	+		
Quantité minimale environnementale de l'eau	+	+	+		
Système des droits d'eau		+			
Autorisation de prélèvement		+			
Echanges et marchés de l'eau		+			
Planification et comités de bassin		+			
Permis/Normes de construction en respect à l'eau					Planification physique
Normes de conception des installations	+				Ingénierie
Normes de conception des appareils			+		Produit
Normes d'étiquetage des appareils			+		Produit

Tableau 3.1
Instruments juridiques pour la gestion urbaine de l'eau

4. OUTILS ET TECHNIQUES D'AIDE A LA DECISION

Ce chapitre présente les outils de gestion de l'information relative à la gestion intégrée des eaux urbaines et à sa planification. Tout d'abord, quelques aspects généraux sur la gestion de l'information sont abordés. Puis, les systèmes d'aide à la décision sont brièvement présentés. Les techniques d'évaluation qui facilitent la comparaison entre différentes alternatives sont alors discutées. Enfin, des méthodes pour évaluer la performance globale des systèmes d'eau urbains en zone littorale sont présentées.

4.1 LA GESTION DES DONNEES

4.1.1 Acquisition, gestion et utilisation des données

Les données constituent un ingrédient majeur d'un système d'information. Les types de données pertinentes pour des systèmes d'eau urbains comprennent:

- les variables hydrologiques
- les caractéristiques et l'état des infrastructures (stockage, réseaux, stations)
- la quantité et la qualité de l'eau (ressources, eaux urbaines, eaux réceptrices)
- l'information climatique et environnementale (écosystèmes dépendant des ressources, milieux aquatiques récepteurs, etc.)

Savoir utiliser les données est capital dans de nombreuses fonctions de la planification telles que l'évaluation des conditions, pressions et problèmes actuels, l'appréciation des besoins des différents usagers, l'identification des priorités, ainsi que la comparaison et la sélection parmi diverses alternatives possibles.

Les données pertinentes doivent être compilées dans une **base de données** partagée. Elles peuvent y être mises et utilisées sous une forme brute ou plus élaborée. Une échelle globale de classification de données va des données primaires aux données analysées, aux indicateurs et aux indices (WRI, 1997). Il est de la responsabilité de l'utilisateur de la base de données d'identifier les données à fournir ainsi que la manière de les utiliser pour répondre aux demandes formulées. Le processus de collecte de données nécessite d'établir la liste des sources d'informations, d'explorer ces sources, de mener des enquêtes sur d'autres sources possibles, d'évaluer la qualité des données, et de dresser un tableau de données en vue de leur traitement. De nombreux experts doivent prendre part à ce processus, dans la mesure où les données collectées visent des buts précis. Les questions concernent le *type*, l'*exactitude* et le *délai de traitement* des données.

Les bases de données relatives à la gestion de l'eau comprennent (Grigg, 1996):

- une base d'inventaire géo-référencée

- une base de localisation et d'indexation des composants du système des eaux urbaines
- une base d'indexation des conditions
- une base d'équilibrage de l'eau dans le système
- une base permettant les études et la gestion en temps réel
- un système de gestion des données pour l'exploitation des stations de traitement et pour la production d'informations environnementales
- un ensemble de bases pour l'analyse et la conception
- une base de données financières

Un **système de gestion de base de données** (SGBD) est un programme logiciel conçu pour compléter le système d'exploitation de base. Il augmente les capacités d'intégration des données, il offre une structure de fichiers complexe, et permet de récupérer et de modifier les données rapidement, ainsi que d'accroître la sécurité des données. Un vaste choix de progiciels de bases de données commerciales est disponible. Il vaut mieux faire appel à des spécialistes pour la conception, la mise en œuvre et l'organisation de la base de données. Il faut établir des procédures et des routines afin de contrôler l'entrée des données (en termes de type, de volume et d'exactitude), de les mettre à jour, et d'établir le type des données soumises à révision et mise à jour ainsi que leur fréquence.

Dans la planification intégrée, l'élaboration d'un cadre approprié pour les bases de données est une première étape fondamentale. Le système doit bénéficier d'un haut niveau de crédibilité dans les données. Il est important de fournir les **"métadonnées"** appropriées. Cela comprend la description des protocoles d'échantillonnage, les méthodes d'analyse, l'assurance qualité et le contrôle qualité internes, la documentation sur les objectifs initiaux de la collecte de données et les modifications effectuées à mesure que le programme évolue. Des programmes de **contrôle qualité** et d'**assurance qualité** doivent faire partie de tout programme de gestion de données. Pour les modélisations, on peut établir un niveau de confiance statistique pour le calibrage des modèles, et ceux-ci doivent être audités pour valider les

représentations mathématiques des processus. L'assurance qualité doit s'étendre au-delà des experts, et inclure le grand public et les acteurs concernés par le biais d'un processus participatif (Funtwowitz and Ravetz, 1991).

L'élaboration d'un **cadre pour le partage des bases de données** nécessite un haut niveau de **coopération** entre les administrations. Les services d'eau, les administrations de la ville, du bassin et du littoral doivent coopérer et, dans la mesure du possible, partager leurs sources d'information ainsi que leur savoir-faire en matière de base de données. La coopération permet de collecter et d'utiliser les données de façon plus efficace.

4.1.2 Les systèmes d'aide à la décision (SAD)

Les systèmes informatisés d'aide à la décision sont des systèmes informatisés interactifs qui permettent d'aider les décideurs à transformer des données en informations essentielles à la prise de décision et à la résolution de problèmes. Ces systèmes doivent être:

- simples
- robustes
- facilement à maîtriser
- adaptables
- inclusifs
- complets sur les points importants
- conviviaux / interactifs

La figure 4.1 montre les principaux composants d'un SAD. Il y a diverses applications du SAD dans la gestion des eaux urbaines en zone littorale. On peut utiliser un SAD pour gérer l'intégralité d'un système ou d'un service d'eau, ou pour

mener à bien des fonctions et des activités plus spécifiques telles que la gestion de l'alimentation en eau ou des eaux pluviales, la prévention des risques, etc.

Les SAD peuvent également être adaptés aux actions qu'ils servent, telles que:

- l'exploitation
- la conception
- l'évaluation d'impact
- la planification

Le **sous-système des données** comprend la (ou les) base(s) de données mentionnée(s) ci-dessus. Le **sous-système des modèles** est utilisé pour analyser, évaluer et orienter les décisions. La mission essentielle d'un modèle est de simuler le comportement d'un système. Les modèles pertinents pour les systèmes d'eau urbains peuvent comprendre:

- un logiciel à usage général
- la prévision de la demande et la comparaison entre l'offre et la demande
- des modèles de distribution d'eau; des modèles relatifs aux eaux souterraines
- des modèles de ruissellement de bassin ou sous-bassin; modèles d'écoulement fluvial
- des modèles de qualité d'eau pour les rivières et pour les stockages
- des modèles de système rivière/stockage; des modèles d'exploitation des infrastructures
- des modèles relatifs aux finances et aux investissements

Les **simulations** consistent à élaborer une modélisation du système réel et de la soumettre à des expériences à répétition. Une variété de

modèles de simulation mathématique a été employée dans la gestion urbaine de l'eau tels que les modèles de flux stables et instables, les modèles quantité-qualité, les modèles hydrologiques, ainsi que les modèles écologiques. On peut remplacer le jugement de l'utilisateur par une description mathématique du processus de jugement (programmation linéaire, programmation non linéaire, programmation dynamique, optimisation stochastique, optimisation déterministe, etc.). Les modèles et les simulations manquent généralement de précision (liée au manque de données, à la difficulté à caractériser et à analyser les systèmes, aux erreurs et au manque de compétence dans la modélisation, ainsi qu'au manque de connaissance informatique, ou simplement à une mauvaise conception). Les **analyses de sensibilité** permettent de compenser de tels problèmes en examinant comment le système se comporte selon différentes hypothèses, telles que le manque de disponibilité des données (Grigg, 1996).

Les **prévisions** sont des types particuliers de modélisation, et sont très importantes pour de nombreuses fonctions de la gestion urbaine de l'eau. Leur action est de prévoir les valeurs des variables d'un modèle, ainsi que les relations logiques dans un modèle à un moment précis du futur. Il faut distinguer les prévisions à court terme (jusqu'à un an) effectuées au moyen de modèles déterministes et les prévisions à long terme effectuées au moyen de modèles déterministes et probabilistes. Il existe trois types de prévision:

- Les méthodes de prévision au jugement sont basées sur des estimations subjectives et des opinions d'experts plutôt que sur des données réelles
- L'analyse de séries chronologiques est basée sur un ensemble de valeurs prises par certaines variables (consommation de l'eau, précipitations, etc.), mesurées à des intervalles de temps successifs, en admettant que les tendances passées se perpétuent
- Les méthodes causales ou d'association incluent des analyses de données pour identifier les associations de données et, si possible, les relations de cause à effet

La formulation d'hypothèses sur l'évolution future des variables est essentielle à l'établissement d'une prévision. Il faut bien distinguer les facteurs endogènes et exogènes afin d'éviter que les prévisions ne deviennent des "prophéties auto-entretenues". Par exemple, l'évolution future de la consommation d'eau par personne, qui est considérée comme un facteur exogène dans les prévisions de la demande, dépend partiellement des résultats des prévisions (par exemple, de la mise en œuvre ou non de mesures liées à la gestion de la demande). La formulation des hypothèses sur l'évolution de tels paramètres, à la fois endogènes et exogènes, est

cruciale et contient un certain degré de subjectivité. Pour y remédier, il est nécessaire de combiner des techniques qualitatives participatives ou basées sur des opinions d'experts, avec des techniques quantitatives tirées de l'expérience historique.

Le **sous-système de dialogue** (voir la figure 4.1) est le composant du SAD qui fournit l'interface essentielle entre l'homme et la machine. Des avancées spectaculaires en matière de technologies logicielles et matérielles ont permis de développer des interfaces conviviales. Parmi ces avancées, on compte les graphiques couleurs haute résolution, les présentations et animations multimédias. La **gestion des connaissances** est un sous-système optionnel pouvant appuyer tout autre sous-système ou servir de composant indépendant.

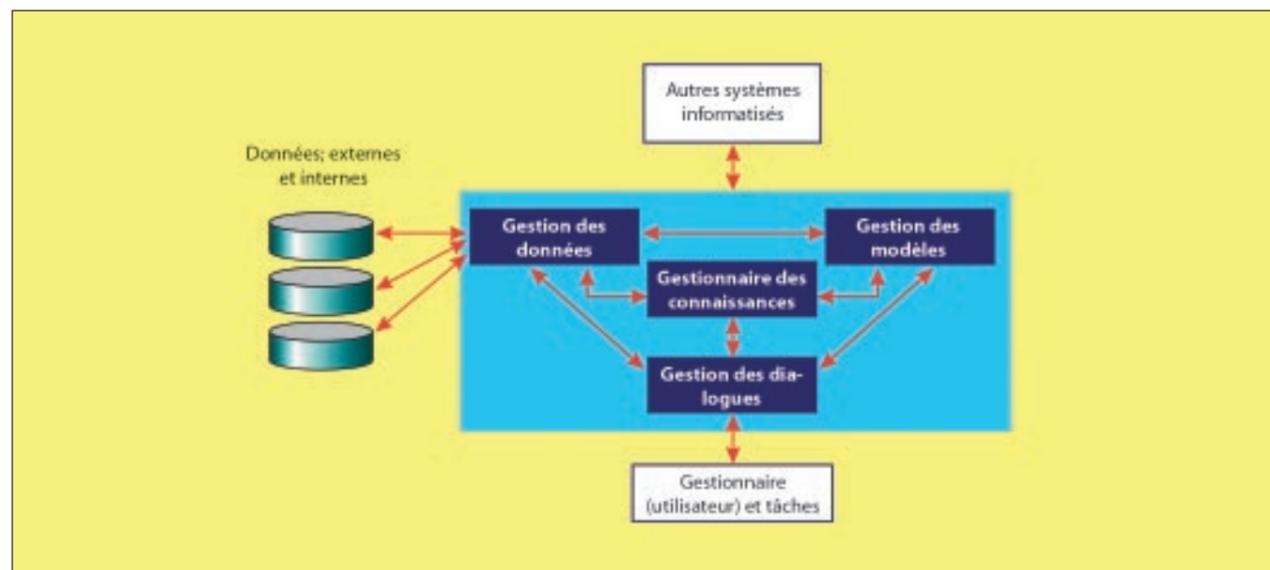
La différenciation et la diversification, temporelles et géographiques, de schémas complexes d'interaction font du **système d'information géographique (SIG)** un instrument idéal pour les actions de la gestion urbaine de l'eau en zone littorale. Un SIG est un système assisté par ordinateur destiné à l'acquisition, au stockage et à l'analyse des données géographiques (spatiales). Le SIG est capable de stocker, manipuler et analyser les données spatiales (géographiques et attributives), parallèlement à un fonctionnement en temps réel. Les liens, la combinaison et l'intersection entre diverses couches d'information, en parallèle avec la capacité d'opérations algébriques intégrées, en font un excellent outil de gestion de bases de données et d'aide à la décision.

On constate une tendance générale à délaisser les SIG à simple représentation graphique au profit des **systèmes d'aide à la décision géographiques**. La plupart des SIG commerciaux incluent des aspects d'aide à la décision, telles que les cartes de conformité multi-critères ou les décisions d'allocation multi-objectifs. Les SIG peuvent servir à:

- présenter graphiquement les couches de données de base nécessaires à la gestion
- modéliser et concevoir des réseaux (modèles de ressources en eau, modèles de systèmes d'alimentation en eau, modèles de systèmes d'assainissement, etc.)
- présenter et analyser les réseaux d'eau ou d'assainissement, l'hydrologie urbaine, la qualité de l'eau, l'utilisation de l'eau, les processus d'érosion et de sédimentation, etc.
- fournir la position et les caractéristiques des équipements tels que bouches d'incendie, points de pression et de volume
- planifier et gérer les programmes de remplacement de conduites

Il n'existe aucun SAD standard ou système de modélisation idéal, adapté à toutes les situations liées aux eaux urbaines. Il faut développer des

Figure 4.1
Les principaux composants d'un système d'aide à la décision



SAD spécifiques aux caractéristiques du problème et de la région en question. Il faut se conformer à certains principes de gestion, afin de s'assurer que les investissements dans le SAD restent productifs, et que les capacités du système ne soient pas surévaluées et ne suscitent pas de déception. Les données nécessaires au fonctionnement des modèles peuvent être partagées entre différentes administrations, ce qui signifie qu'il faut instaurer une certaine forme de collaboration et de partenariat avant de développer un SAD. Plusieurs administrations peuvent développer des initiatives différentes: il est important que les SAD y soient conçus pour répondre à des actions particulières et que soit évitée la duplication des efforts. Grigg (1996) identifie trois aspects importants dans la gestion d'un SAD:

1. une responsabilité claire de la gestion d'ensemble du développement, de la maintenance et de l'utilisation du système
2. une maintenance appropriée pour les modèles
3. un appui aux utilisateurs, qui inclut la communication avec eux, la formation, la diffusion des modèles, et les fonctions connexes

Quelques points pratiques importants sont:

- un bureau de maintenance de modèles, composé d'un personnel technique compétent
- des instruments juridiques de contrôle, vis-à-vis des modèles et de l'accès des utilisateurs
- des méthodes d'autofinancement de la maintenance et de l'amélioration des modèles
- des méthodes de transmission de logiciel
- une utilisation coopérative des modèles
- des processus d'audit et d'amélioration permanente des modèles (Grigg, 1996)

La décision de développer un SAD peut nécessiter une estimation préalable des coûts et des bénéfices potentiels, ou une étude de faisabilité.

4.2 LES OUTILS D'ÉVALUATION

Un bon processus d'évaluation doit garantir que:

- les problèmes et compromis engagés sont mieux compris
- les ressources nécessaires à la conduite de l'évaluation sont disponibles et en cohérence avec l'importance du projet et l'échéance fixée
- l'analyse intègre tous les divers impacts des alternatives possibles
- l'information requise pour mener l'évaluation est bien organisée et clairement présentée
- les aspects et méthodes techniques complexes sont simplifiés et communiqués convenablement
- les résultats sont rigoureux et fiables, et les valeurs et compromis reflètent l'opinion populaire

Les différents outils sont dotés de caractéristiques différentes et sont adaptés à divers objectifs. Les principales catégories de techniques d'évaluation sont présentées ci-dessous (les différentes variantes au sein de chaque catégorie sont brièvement évoquées). Il n'est pas nécessaire de choisir l'une de ces techniques lorsque l'on procède à une évaluation. Par contre, la tendance est plutôt à l'**évaluation intégrée**, qui consiste à combiner diverses techniques d'évaluation pour s'adapter aux différentes étapes du processus ou pour élucider les différentes dimensions de la comparaison.

4.2.1 L'évaluation des impacts

L'**étude d'impact sur l'environnement** (EIE) est une méthode d'identification des impacts de l'activité humaine sur les environnements naturels, et des possibilités de réduire ou d'atténuer les impacts négatifs. Elle doit être vue comme un processus systématique, holistique, multidisciplinaire, qui va au-delà d'une simple identification des impacts écologiques. L'EIE a été instrumentalisée pour intégrer des objectifs environnementaux aux décisions de développement, pour favoriser la

communication inter-administrations, et pour informer et permettre au public d'intervenir dans les décisions critiques.

L'EIE peut être utile à différentes phases de la planification et de la mise en œuvre de la GIEUZL en fournissant:

- un outil d'évaluation permettant de comparer, trier et classer les différentes alternatives possibles lors de l'élaboration du plan directeur, en respect des objectifs environnementaux
- un processus permettant d'évaluer les impacts des projets sélectionnés
- un mécanisme permettant d'insérer les objectifs de la gestion urbaine de l'eau et de la protection environnementale dans les décisions de développement économique et dans celles concernant l'occupation des sols

L'EIE est une pratique classique et réglementée dans la plupart des pays de la Méditerranée, bien que son application varie selon les pays. Les phases du processus classique sont bien connues (voir l'encadré 4.1).

Il y a trois aspects importants à propos de l'EIE:

1. Il faut accentuer les efforts sur la dimension socio-économique et la participation du public
2. Le suivi et le respect des obligations liées à la réalisation du projet sont négligées après l'approbation du projet
3. Les alternatives au projet doivent être prises en considération lors de l'évaluation des impacts (il s'agit désormais d'une obligation légale au sein de l'Union européenne)

L'EIE a une portée limitée dans la mesure où elle évalue un projet une fois que le problème et sa solution ont été formulés. L'évaluation environnementale serait bien plus efficace si elle intervenait plus tôt dans le processus de décision, c'est-à-dire lorsque les différentes alternatives sont encore en phase d'étude. L'**évaluation stratégique environnementale** (ESE) est justement cette évaluation précoce de l'impact environnemental qui intervient au stade de la politique générale ou de la planification. Les étapes classiques d'une

ESE sont semblables à celles d'une EIE. Le niveau d'information et de détail de cette évaluation peut être moindre, dans la mesure où les projets et les alternatives sont moins concrets en phase de planification qu'en phase de projet pour l'EIE.

Il est recommandé qu'une ESE soit une partie constitutive du processus de plan directeur de l'eau en zone urbaine littorale. Elle devrait aussi s'appliquer aux divers sous-programmes de mise en œuvre émergeant du plan directeur initial. De plus, l'ESE relative aux plans d'occupation des sols et de développement régional est un bon outil pour intégrer les objectifs liés à l'eau aux politiques et aux décisions économiques. Dans les pays méditerranéens de l'Union européenne, et dans les programmes internationaux co-financés par l'Union européenne, l'ESE sera obligatoire en vertu de la Directive proposée pour "l'évaluation des effets des plans et programmes spécifiques sur l'environnement" (COMEC, 2001).

L'**étude d'impact social** (EIS) est une extension de l'étude d'impact (Becker and Vnclay, 2003). On peut considérer l'EIE comme un sous-ensemble de l'EIS. Le terme "social" souligne que l'on ne prête pas seulement attention aux effets environnementaux mais également aux effets plus vastes subis par la collectivité concernée par le projet de développement. Le processus et la procédure d'évaluation sont semblables à ceux d'une EIE, mais tiennent plus compte des impacts et des mesures d'atténuation. Une EIS peut être nécessaire pour compléter une EIE dans les cas où les effets sociaux d'un plan ou d'un projet urbain sur l'eau doivent être pris en considération (par exemple, la construction d'un barrage qui entraînerait un déplacement de population ou un programme qui provoquerait une augmentation significative du prix de l'eau).

4.2.2 L'analyse coûts-bénéfices

Méthodes

L'analyse coûts-bénéfices (ACB) permet de comparer tous les coûts et les avantages relatifs à un projet ou une politique publique en termes monétaires. L'ACB est fondamentalement différente des techniques d'évaluation financière. L'analyse financière vise

ENCADRE 4.1 LES ÉTAPES D'UNE ÉTUDE D'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT

- Description du projet proposé et de l'environnement existant
- Étude des impacts du projet proposé sur l'environnement (en se référant particulièrement aux normes environnementales réglementées)
- Conception des mesures d'atténuation et de leur gestion future
- Diffusion du rapport provisoire d'étude d'impact pour la consultation du public
- Finalisation de l'évaluation des impacts et du jugement porté sur la réalisation du projet
- Suivi des impacts réels

ENCADRE 4.2 LES ÉTAPES D'UNE ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES

- Énoncé de l'objectif
- Estimation de la durée du projet
- Identification des coûts et des bénéfices
- Quantification des coûts et des bénéfices en termes monétaires pour chaque année du projet
- Choix d'un taux d'actualisation approprié pour les coûts et bénéfices futurs afin d'obtenir une valeur globale actuelle du projet et de les additionner ensuite
- Évaluation des alternatives sur la base des résultats

**ENCADRE 4.3
LES TECHNIQUES D'APPRECIATION
ECONOMIQUE AUX FINS D'ESTIMATION DES
COUTS ET DES BENEFICES**

Technique	Application
Coût marginal Coût de déplacement	Coût d'opportunité lié au fait de posséder un bien en plus ou un bien en moins Valeur qu'un consommateur met dans les biens non marchands à la lumière de ses modes et comportements de déplacement, comme témoignage de sa volonté à accepter des coûts et désagréments du déplacement pour accéder à des commodités particulières. Cela conduit aux meilleurs résultats lorsqu'appliqué à des sites récréatifs bien définis.
Prix hédoniste	Utilise la différence entre différents marchés pour quantifier la qualité environnementale. Par exemple, l'information sur les marchés du logement et du travail peuvent servir à jauger les divers facteurs environnementaux tels que la pollution atmosphérique, la valeur esthétique du paysage et les risques professionnels.
Appréciation contingente Valeur d'existence	Utilise les techniques de sondage pour évaluer la volonté des personnes à payer pour recevoir des avantages ou pour éviter une perte Volonté de non-usagers à payer pour la présence d'agréments à caractère environnemental
Valeur de transmission	Volonté à payer maintenant pour s'assurer que certaines valeurs sont maintenues et que les générations futures pourront en bénéficier
Valeur d'option	Prix que l'on est prêt à payer pour perpétuer les possibilités d'utilisation, telles que l'accès à des sites naturels risquant de fermer, même si elles ne sont pas exploitées dans le présent
Option la moins coûteuse	Coût engendré par le fait de fournir le même bien en utilisant d'autres moyens
Approches spécifiques à la situation	Utilisées pour modifier à la hausse ou à la baisse les limites liées à la valeur des biens (coûts liés à la sensibilité environnementale d'une zone)

à maximiser la valeur nette des actifs de la société et considère uniquement les coûts et avantages privés ainsi que les variations de trésorerie (cash flow) du service d'eau. L'ACB a pour but de maximiser le bien-être social de tous. On utilise un taux d'actualisation social, par opposition à privé, pour refléter le coût d'opportunité social lié aux investissements. On prend également en compte les coûts et les avantages externes. L'encadré 4.2 identifie les étapes classiques d'une ACB.

Il existe deux méthodes principales pour réaliser une ACB:

1. La méthode "**valeur nette actuelle**" (VNA) consiste à comparer les coûts et bénéfices tout au long de la vie du projet ou de la politique publique. La VNA d'un projet correspond à la différence entre la valeur nette actuelle des bénéfices et la valeur nette actuelle des coûts. Pour qu'un projet soit viable, le résultat doit être positif.
2. La méthode "**ratio coûts bénéfices**" consiste à faire le ratio entre la valeur nette actualisée des bénéfices et la valeur nette actualisée des coûts. Le résultat doit être supérieur à 1.

Quantifier les coûts et bénéfices environnementaux en termes monétaires

L'encadré 4.3 présente quelques unes des principales techniques utilisées pour quantifier en termes monétaires les coûts et bénéfices non marchands (notamment ceux liés aux services environnementaux). On distingue habituellement les *valeurs d'usage* et de *non-usage* d'un écosystème. Les valeurs d'usage incluent les *valeurs directes* et *indirectes*. Les valeurs directes sont liées à la fonction de production de l'écosystème. Elles sont plus faciles à évaluer en termes monétaires, dans la mesure où elles sont liées à la production de biens consommables provenant de l'écosystème et où elles peuvent être évaluées au moyen d'indices économiques habituels (par exemple, la valeur marchande de la production de bois d'œuvre provenant d'une forêt). Les valeurs d'usage indirectes sont plus difficiles à évaluer. Elles sont liées à la fonction de régulation de l'écosystème. On utilise souvent une *valeur de remplacement*, correspondant au coût de restauration d'une fonction lorsqu'elle est détruite (par exemple, le coût de remplacement de la fonction d'une zone humide vis-à-vis des eaux pluviales par un système de drainage, suite à l'urbanisation de cette zone). Les lacunes en

matière de connaissance ainsi que la complexité et l'incertitude scientifiques rendent l'estimation de ces coûts de remplacement très difficile.

Cependant, les écosystèmes n'ont pas qu'une fonction de production ou de régulation. Les *valeurs de non-usage* sont liées à des aspects aussi intangibles que la préservation des écosystèmes pour les générations futures, pour leurs valeurs culturelles et esthétiques, pour la valeur intrinsèque des autres espèces, etc.

Les économistes ont développé des méthodes indirectes pour quantifier la valeur économique des actifs de l'écosystème lorsqu'ils ne sont pas exprimés dans des marchés réels. Par exemple, on utilise des techniques substitutives pour calculer les valeurs liées à la production. Dans l'approche *des prix hédonistes*, les différences en termes de valeur marchande de biens ou de services donnés sont associées aux différences dans les caractéristiques environnementales. Par exemple, on peut déduire la valeur d'une rivière en comparant les valeurs des biens situés sur et à distance de la rivière (en tenant compte d'autres facteurs éventuels ayant une incidence sur la différenciation). La méthode des *coûts de déplacement* estime le surplus de consommateurs se rendant sur les sites récréatifs, en se basant sur les coûts de déplacement comme estimation de la valeur, et déduisant ensuite la relation entre le taux de visite et le coût des visites. L'*appréciation contingente* a pour but de calculer la valeur des écosystèmes comme si le marchés de ces biens et services existait: des interviews et questionnaires servent à tirer une évaluation ("offre") des répondants dans des situations hypothétiques. Il existe deux approches principales. Dans l'approche *volonté à payer* (VAP), on demande aux personnes combien elles seraient prêtes à payer pour ces biens si le marché artificiel et hypothétique existait. Dans la technique de compensation *volonté à accepter* (VAA), on demande aux répondants combien on devrait les payer pour qu'ils ferment les yeux sur certaines pertes de l'écosystème.

Critique

Un fort vent de critiques s'est levé à l'encontre des fondements méthodologiques et philosophiques/éthiques des techniques d'appréciation économique (Martinez-Allier et al, 1998, Vatn and Bromley, 1994):

1. La volonté à payer dépend de la *capacité* à payer. Les appréciations liées à la contingence peuvent donner des résultats inéquitables dont bénéficieraient les groupes à revenus élevés.
2. Les techniques d'appréciation économique donnent la suprématie aux préférences à court terme des individus. Or celles-ci sont basées sur des données incertaines, notamment en ce qui concerne les résultats futurs. S'ils avaient eu connaissance des effets à long terme des décisions (par exemple, l'impact du

changement climatique ou l'épuisement des nappes souterraines), les réponses ("offres") des individus auraient pu être bien différentes.

3. Les préférences "rationnelles" des individus peuvent induire des résultats sociaux catastrophiques (comme la destruction d'écosystèmes vitaux). C'est pourquoi la valeur des services liés aux écosystèmes pourrait être bien supérieure à celle que les individus leur attribuent.
4. L'appréciation économique suppose la substitution potentielle infinie des pertes des écosystèmes par le biais de paiements monétaires. Certains changements écologiques peuvent cependant être irréversibles. Il est donc risqué de faire l'hypothèse que les systèmes vitaux critiques (comme les systèmes climatiques mondiaux) puissent être remplacés par des capitaux ou des technologies en cas de besoin.
5. Certaines critiques portent sur l'appréciation des valeurs de non-usage en termes monétaires. Les écarts importants entre les appréciations VAP et VAA ainsi que la réticence de certains répondants à déclarer des sommes compensatoires minimales sont perçus comme la preuve que tout le monde ne croit pas en l'idée que les paiements monétaires puissent compenser la perte des écosystèmes.

On a proposé des **processus délibératoires de participation inclusive**, basés sur la discussion, pour compléter ou remplacer l'appréciation monétaire (Wilson et Howarth, 2002, Martinez-Allier et al, 1998; voir le chapitre 8).

L'appréciation globale des coûts et bénéfices peut dissimuler d'importantes différences **en termes de répartition**. Par exemple, tous les avantages d'une nouvelle retenue d'eau peuvent revenir à la ville, alors que les coûts retombent sur la population locale à proximité de la ressource en eau. Il est nécessaire d'effectuer une ACB pour chaque segment de population, ou chaque zone géographique, affecté(e) par un projet, ou un plan, afin de permettre une décision plus équitable.

Actualisation

Les coûts et bénéfices sont calculés en valeurs réelles (prix constant et non pas prix courant). L'**actualisation** n'est pas uniquement liée à l'inflation. Elle est liée à l'évolution de la valeur de l'argent dans le temps (c'est-à-dire qu'il est préférable d'avoir 100 euros aujourd'hui, plutôt que 100 euros dans 20 ans). Le choix du **taux d'actualisation** est un des sujets les plus controversés en économie. Il existe deux approches principales.

1. Dans l'approche du "**taux de préférence collective pour le présent**", le taux d'actualisation est principalement considéré comme un paramètre politique à décider sur la base d'une perspective de croissance du revenu par personne et sur une hypothèse de pur taux de préférence pour le présent des consommateurs.

2. Dans l'approche "coût d'opportunité sociale du capital", le taux est déterminé sur la base des preuves de profit provenant de différentes opportunités d'investissement (Munda, 1995).

On a qualifié le concept d'actualisation d'inapproprié (ou immoral) car il ne concorde pas avec les idées de conservation et de durabilité. Plus le taux d'actualisation est élevé, plus les ressources sont susceptibles de s'épuiser rapidement. L'actualisation est donc intrinsèquement néfaste pour les générations futures. D'un autre côté, un faible taux d'actualisation permet d'augmenter le nombre de projets qui génèrent une valeur nette positive et peut entraîner un accroissement des investissements, ce qui contribue également à accélérer la dégradation des ressources (Munda, 1995). Une ACB basée sur les valeurs nettes actuelles peut être inadaptée pour évaluer l'allocation des ressources critiques (comme les ressources souterraines ou certains écosystèmes aquatiques d'eau douce) que l'on doit transmettre aux générations futures. On considère que les "valeurs de transmission" (décisions politiques pour les "transferts" ou les "commandes réservées", tels que la définition des normes minimales ou des zones protégées) sont plus adaptées à ce genre de situation (Norgaard, 1992, Bromley, 1998).

Analyse coûts-efficacité

L'analyse coûts-efficacité (ACE) peut prendre en compte des aspects sociaux ou environnementaux plus précis. Au lieu de comparer les coûts et les bénéfices globaux, elle a pour objectif de trouver l'option la moins coûteuse pour atteindre des objectifs donnés. On peut préférer l'analyse coûts-efficacité à l'ACB lors de décisions liées à l'eau dans des zones urbaines où des ressources ou des services cruciaux sont en jeu.

4.2.3 L'aide multi-critères à la décision (AMCD)

L'ACB est basée sur la comparaison des alternatives par rapport à une seule dimension: la valeur économique. On admet à présent de plus en plus que le bien être social est une variable multidimensionnelle qui inclue notamment le revenu, la croissance, la qualité de l'environnement, l'équité de répartition, la prestation de services publics, l'accessibilité, etc. (Munda, 1995). Les projets liés aux ressources en eau, et les mesures de gestion en particulier, impliquent des objectifs multiples, des moyens multiples et des acteurs multiples (Grigg, 1996). Le coût économique n'est pas le seul objectif dans la planification urbaine de l'eau. D'autres objectifs liés aux ressources, à l'écologie, aux services et à la société, sont également importants. La comparaison des alternatives et le choix de la meilleure stratégie est donc un problème multi-

critères typique, comportant plusieurs options basées sur divers paramètres (critères, buts et objectifs).

L'aide multi-critères à la décision (AMCD) permet d'évaluer différentes alternatives à l'aide d'un certain nombre de critères (économiques, sociaux, environnementaux) et de tenir compte des divers acteurs concernés. Etant donné qu'une option peut être meilleure qu'une autre selon un critère et moins bonne selon un autre, dans un problème multi-critères, il n'existe pas de solution unique optimisant tous les critères simultanément. Il faut trouver des solutions de *compromis*. Il existe plusieurs techniques (également disponibles sous forme de logiciels) qui établissent, en fonction d'hypothèses restrictives, une agrégation pour effectuer un classement formalisé des options (modèles de services d'eau multi-caractéristiques, processus de hiérarchisation analytique, méthodes de déclassement, approches à point idéal et modèles relatifs au niveau d'aspiration). Pour un exposé et des détails techniques sur les différents modèles et méthodes d'AMCD, les lecteurs intéressés se référeront à Janssen, 1992 ou à Munda, 1995.

Les modèles d'aide multi-critères à la décision permettent aux décideurs d'interagir avec l'évaluation et d'exprimer leur préférence (par exemple, en classant les différents critères ou en décidant de la corrélation entre les valeurs exprimées dans différentes unités). Il est également possible de recourir au jugement qualitatif d'experts pour évaluer les critères si l'information est incomplète ou n'est pas fiable. Il existe plusieurs techniques (également disponibles sous forme de logiciel) permettant de transformer les informations qualitatives en données quantitatives.

Certains spécialistes rejettent la notion de "solutions algorithmiques" aux problèmes multi-critères (Martinez-Alier et al, 1998). Divers critères et valeurs sont considérés comme "incommensurables" et comme tout juste "faiblement comparables". Il n'existe aucun moyen universel et objectif de regrouper les scores, ou de classer les différentes options. Dans cette perspective, l'AMCD est perçue comme une aide au processus de décision et au débat entre les acteurs plutôt que comme un outil de décision pouvant indiquer la "meilleure" option (ou classer les options à cette fin). Avec sa forme la plus simple, on peut apporter une telle aide grâce à une matrice d'impacts multi-critères dans laquelle une évaluation des impacts qualitatifs et/ou quantitatifs est fournie pour chaque option et chaque critère. Les décideurs et le public peuvent ensuite débattre sur les avantages et les inconvénients des différentes stratégies. On peut également trouver des plate-formes logicielles plus avancées d'AMCD

ENCADRE 4.4 UNE PLATE-FORME POUR L'AMCD PARTICIPATIVE: LE MODELE LOGICIEL NAIADE (Munda, 1995, de Marchi et al, 2002)

Le logiciel NAIADÉ (Nouvelle approche pour les environnements imprécis d'évaluation et de décision) est destiné à améliorer la communication entre les acteurs sociaux concernés et à faciliter la **résolution de conflits**. Les entretiens, les questionnaires écrits et les groupes de travail permettent d'introduire la participation à diverses étapes de l'évaluation. Les acteurs structurent le problème, et sélectionnent les options et les critères d'évaluation.

Le modèle établit deux types d'évaluation. La "matrice d'impacts" est construite avec les scores pris par chaque couple option/critère. Cette matrice est fondée sur des données provenant de la littérature spécialisée et de rapports techniques, comprenant des valeurs quantitatives, qualitatives, précises et floues. On prend également en compte les différents types d'incertitude (liés au degré d'exactitude, de fiabilité, d'exhaustivité, d'erreur). Les résultats de la matrice d'impacts permettent de comparer les options et d'établir un premier classement. On produit ensuite une "matrice d'équité" à

qui favorisent le débat et la participation (voir l'encadré 4.4).

On a appliqué le logiciel NAIADÉ à l'évaluation des options de gestion de l'eau dans la ville de Troina en Sicile (de Marchi et al, 2000) ainsi qu'à l'évaluation de la demande en eau urbaine et des besoins en termes de qualité.

4.2.4 L'analyse des scénarios

Les études prospectives permettent aux autorités, aux planificateurs et aux gestionnaires d'établir des stratégies de développement dans un contexte plus vaste qui tient compte de l'incertitude liée au changement des conditions internes et externes. Un scénario est généralement établi à long terme (jusqu'à 30 ans) et peut être vu comme un chemin liant le présent et le futur de façon échelonnée par période de 5 à 10 ans. Voici un aperçu simplifié des phases d'élaboration d'un scénario:

- Identification des facteurs critiques influant sur les opportunités de développement
- Etablissement d'hypothèses concernant les changements dans les facteurs critiques
- Développement d'ensembles cohérents d'hypothèses sur l'évolution des changements, qui constituent des options envisageables
- Analyse des impacts et des impacts

l'aide des jugements de valeur des acteurs impliqués figurant dans les questionnaires écrits et les interviews. L'analyse d'équité permet de classer les options en fonction des impacts des acteurs ou de leurs préférences. Elle fournit des indications sur la position de chaque acteur sur chacune des options. On identifie les éventuelles alliances d'acteurs ou les éventuelles "situations de veto" liées à certaines options. Cela permet de déterminer les options qui sont les plus susceptibles d'être acceptées. Les options les mieux classées peuvent être les plus difficiles à mettre en œuvre car elles peuvent dépendre du pouvoir de chaque acteur ou d'une alliance entre acteurs. On peut intégrer les procédures d'analyse de conflits à l'AMCD, qui consistent à demander aux décideurs de prendre des décisions "défendables" et "maintenables" afin de réduire le degré de divergence et favoriser les solutions de compromis (Corral Quintana, 2000). La succession des groupes de travail avec les acteurs concernés peut favoriser la convergence des positions et la résolution des conflits.

croisés sur des facteurs et conditions liés à l'environnement, en tenant compte des effets de retour sur les opportunités de développement

On peut utiliser les scénarios à certaines étapes du processus de planification:

- dans la formulation des problèmes, comme outil pour envisager différentes perspectives d'avenir, et identifier ainsi les lacunes et les problèmes
- dans l'étape de production de la vision commune et d'établissement des objectifs, comme base de discussion pour permettre aux acteurs et aux administrations d'échanger leurs idées concernant l'état futur du système, identifiant ainsi les évolutions souhaitées et les objectifs à long terme,
- comme un outil pour structurer les prévisions (par exemple, les prévisions liées à la demande en eau selon quatre scénarios de développement urbain différents)
- comme un moyen pour formuler et exprimer les stratégies envisageables basées sur des options hybrides. On peut ensuite appliquer une AMCD pour comparer les scénarios possibles et pas uniquement les options possibles

4.3 L'ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE ET LA DIFFUSION DES RESULTATS

L'évaluation de la performance d'un système des eaux urbaines constitue une étape cruciale du processus de planification. On peut utiliser les techniques ci-dessous pour évaluer et rendre compte sur le système des eaux urbaines global ou sur la performance du service d'eau. On peut également utiliser la plupart de ces techniques dans la phase de détermination des problèmes (c'est-à-dire le "balayage" du système, à la recherche des principales défaillances). On peut également en appliquer certaines pour comparer les options.

4.3.1 L'évaluation du cycle de vie (ECV)

La méthode ECV, créée par la Société de toxicologie et de chimie environnementales (SETAC), fut conçue pour évaluer les impacts de la production, de l'utilisation et de l'élimination d'un produit. Il s'agit d'une approche "de bout en bout" qui offre un aperçu global des interactions complexes entre les différentes phases de la vie d'un produit, d'un processus de production ou d'une activité. On peut étendre l'ECV, de l'évaluation des "produits" à celle de systèmes entiers, tels que le système urbain de l'eau en zone littorale.

Divers outils logiciels ont été développés pour calculer les impacts des processus et des produits. Les étapes principales d'une ECV sont les suivantes:

- Définition des frontières du système, à la fois temporelles et géographiques (pour les systèmes d'eau urbains par exemple, les frontières débutent à l'extraction des eaux brutes et se terminent à l'élimination des effluents et des boues traités, Lundin, 1999)
- Compilation d'un inventaire des flux de matière et d'énergie qui traversent les frontières, en tant qu'intrants ou produits, et mise en relation avec les processus
- Evaluation de l'impact des flux de matière et d'énergie de la phase précédente, avec:
 - La classification des impacts. La SETAC précise les catégories d'impact suivantes: épuisement des ressources, effet de serre (direct et indirect), appauvrissement de la couche d'ozone, acidification, eutrophisation, formation d'oxydant photochimique, toxicité humaine, toxicité aquatique et volume des sites d'enfouissement. On peut classer les impacts selon l'échelle géographique de leur influence qui va de globale (changement climatique) à locale (bruit, santé au travail).
 - La spécification et la quantification des impacts, lorsque c'est possible
 - Equivalence entre les différents impacts (à l'aide des facteurs de normalisation établis

tels que ceux fournis par la SETAC). Les résultats peuvent être normalisés et exprimés en tant que fractions de la contribution anthropogénique totale aux diverses catégories d'impacts, au cours d'une année donnée et dans une zone donnée

Dans la gestion urbaine de l'eau, l'ECV peut permettre:

- d'évaluer la performance environnementale globale du cycle de vie d'un système des eaux urbaines en zone littorale, d'un service d'eau urbain, d'un service spécifique ou un composant spécifique du système (comme les conduites de distribution), en prenant en compte tous les impacts environnementaux (consommation d'énergie, production de déchets solides, occupation des sols, etc. - voir par exemple, Lundin, 1999). On peut évaluer les progrès dans la gestion des systèmes en effectuant des ECV à différents moments.
- de comparer la performance des différents services d'eau ("indicateurs comparatifs de performance"). Par exemple, aux Pays-Bas, l'Association du secteur de l'eau (Dutch Water Industry Association) utilise un indicateur basé sur une ECV pour comparer la performance environnementale des services d'eau potable du pays (voir l'encadré 4.5).
- d'évaluer des options alternatives pour un projet ou une politique à l'étape de planification, en comparant les avantages et les inconvénients environnementaux de façon holistique. Par exemple, van Tilburg (1997) compare des réseaux simple et double d'alimentation en eau domestique, et montre ainsi que l'impact environnemental des systèmes d'alimentation en eau dépend de la conception du traitement et du matériel de canalisation. Tillman *et al* (1998) ont comparé un système d'épuration des eaux usées traditionnel, avec un système localisé de traitement à filtre à sable et avec un système de séparation des urines en Suède.

Le concept de "frontières en termes d'espace et de processus" est un aspect central de l'ECV. L'évaluation s'effectue par cycle consécutif aux frontières élargies. D'abord, on examine les intrants, les produits et les impacts du processus principal (par exemple, la gestion urbaine de l'eau et de l'assainissement). Ces frontières sont ensuite étendues pour inclure une plus vaste zone d'influence du processus (par exemple, le littoral, le bassin versant et d'autres usagers de l'eau, etc.). En théorie, on pourrait même étendre cette zone pour prendre en compte l'impact des processus secondaires (comme l'impact de la production du matériel utilisé dans le système, les conduites du réseau de distribution par exemple). On peut utiliser l'ECV comme outil de gestion.

Dans un processus intégré d'ECV, les audits et l'évaluation d'impact s'accompagnent d'une troisième étape consistant à proposer des modifications aux processus (par exemple, dans la conception ou la distribution du produit; dans la gestion du système, etc.) afin d'en améliorer la performance. On envisage d'abord les améliorations dans une situation idéale où l'on peut appliquer les meilleures pratiques et solutions possibles, on les adapte ensuite aux contraintes politico-socio-économiques. Différentes contraintes s'appliquent à différentes frontières en termes d'espace et de processus. Il est possible d'effectuer des cycles répétés d'extension des frontières et de proposition d'amélioration.

4.3.2 Indicateurs et compte-rendus sur la durabilité

Un indicateur vise à fournir une piste concernant un sujet de plus grande portée ou à révéler une tendance ou un phénomène qui n'est pas immédiatement détectable (WRI, 1997). Les indicateurs sont exprimés par le biais d'une échelle de mesure par rapport à laquelle la réalisation d'objectifs peut être évaluée.

Les indicateurs doivent avoir un certain nombre de qualités (Lundin, 1999, Kallis and Coccossis, 2000). Ils devront être:

- observables
- prédictifs
- scientifiques
- aussi agrégés que possible
- vérifiables et reproductibles
- sensibles aux variations temporelles et spatiales
- capables de saisir et de refléter une tendance, soumis à l'influence de l'homme
- sensibles à la réversibilité et à la contrôlabilité
- basés sur des données disponibles et faciles à collecter

On attend généralement des indicateurs de développement durable (IDD) qu'ils mettent en relation différents aspects (environnemental, économique, social, et culturel) des objectifs publics ou fassent référence à une cible de la "politique de durabilité" (Lundin, 1999). Il existe trois principaux types de modèles d'IDD (Kallis and Coccossis, 2000):

1. Le modèle "**pressions-état-réponses**" (PER) développé par l'OCDE se concentre sur un milieu environnemental (l'eau par exemple) et développe des indicateurs en vue de décrire sa condition/son état, les activités qui l'influencent (pressions) et les réponses en matière de politique/de gestion visant à changer la situation. On a étendu les modèles PER pour y inclure des indicateurs sur les "facteurs moteur" de pression et les "impacts" des changements sur les états (modèle "MPEIR").
2. L'approche "**bilan de développement durable**"

(BDD) prend en compte les services fournis par les systèmes environnementaux et développe des indicateurs afin d'évaluer "l'efficacité" (des services fournis par le système), "l'épargne" (dans quelle mesure les ressources naturelles, financières, professionnelles et intellectuelles sont efficaces) et la "couverture" (c'est-à-dire si les intrants ou les produits du système peuvent être assurés par les ressources).

3. Diverses "**listes équilibrées**" sont faites d'indicateurs liés à des thèmes particuliers (comme les questions liées à l'eau, à la collectivité ou à la politique), et se composent d'indicateurs économiques, sociaux et environnementaux, sélectionnés par des experts ou par le biais de la consultation du public, afin d'avoir un aperçu global du système examiné.

Les services d'eau peuvent utiliser les IDD pour surveiller et rendre compte sur leurs progrès en termes de durabilité, conformément aux objectifs de l'Agenda 21. Les rapports liés aux IDD permettent au public de suivre les progrès dans la gestion du système et de faire pression sur le service d'eau pour améliorer sa performance. L'encadré 4.5 présente une liste combinée d'indicateurs des modèles MPEIR et BDD pour les systèmes d'eau urbains. Il est important d'adapter les grilles d'indicateurs aux circonstances et aux besoins locaux. Une autre approche consiste à concevoir la grille d'indicateurs sur la base d'objectifs liés à la politique ou à la réglementation. L'encadré 4.6 présente une liste d'indicateurs établie par l'Association des services d'eaux privatisés au Royaume-Uni visant à évaluer la durabilité environnementale de leurs systèmes et à en rendre compte. Cette liste fut préparée après consultation avec les principaux acteurs du secteur (autorités de réglementation, groupes de consommateurs, etc.).

4.3.3 L'analyse comparée de performance

On peut évaluer la performance d'un service d'eau urbain en mesurant le niveau de conformité à certaines normes ("évaluation par la mesure") ou en comparant ses performances à celles de services d'eau similaires ("évaluation par comparaison, ou *benchmarking en Anglais*"). Le benchmarking est important pour la réglementation des services d'eau privatisés et constitue également un mécanisme fort d'incitation pour les services d'eau publics (voir les chapitres 2 et 3).

Il faut effectuer le benchmarking à l'échelle régionale et nationale. Tout d'abord, il faut concevoir une grille adaptée de paramètres et d'indicateurs qui servira à comparer les performances de services d'eau similaires. Si l'objectif est la performance globale du service d'eau, la grille comprendra des indicateurs économiques, environnementaux, sociaux, et autres (voir la section 4.3.2). La liste d'indicateurs doit

ENCADRE 4.5
RESUME DES INDICATEURS DE
DEVELOPPEMENT DURABLE COUVRANT
LES ASPECTS TECHNIQUES ET
ENVIRONNEMENTAUX D'UN SYSTEME DES
EAUX URBAINES (Lundin, 1999)

Indicateur proposé	Type d'indicateur	Pertinence	Alerte précoce	Simplicité	Disponibilité des données	Valeurs de référence proposées
Utilisation de l'eau	Facteur moteur	***	***	***	***	<100
Qualité de l'eau potable		***	*	**	**	Toutes les eaux sont potables
Utilisation chimique et énergétique pour l'approvisionnement en eau	Efficience	***	***	*	*	Toutes les ressources sont protégées
Fuite (Volume d'eau distribuée/d'eau produite)	Efficience	***	**	***	***	Suffisance
Eaux usées (Vol. d'eau usée traitée/eau distribuée)	Efficacité	***	**	**	**	normes OMS ou nationales
Réduction de la DBO, de P et de N, %	Efficacité	**	**	**	***	Aussi efficace que possible
Apport de DBO, de P et de N dans l'eau	Pression	**	**	***	**	Faible
Utilisation chimique et énergétique pour le traitement des eaux usées	Efficience	***	**	***	***	Seules les eaux d'égouts sont traitées
Eaux pluviales, % surface imperméable	Facteur moteur	***	**	***	***	Au moins conforme à la réglementation
Récupération de nutriments, %	Efficacité	***	***	**	**	Selon ce qui est acceptable pour la nature
Qualité des boues		**	**	**	***	Aussi efficace que possible
Récupération d'énergie	Efficience	***	***	***	**	<10% (voir Arnold and Gibbons, 1996)
Recovery of nutrients, %	Effectiveness	***	**	***	**	100%
Quality of sludge		***	***	**	**	Inférieure à la norme
Energy recovery	Efficiency	**	**	***	***	Aussi élevée que possible

*** très important
 ** d'une importance modérée
 * sans importance

s'appliquer à tous les services d'eau; il est important que les services d'eau comparés possèdent des caractéristiques similaires et ne présentent pas de différences importantes (par exemple, il peut être

difficile de comparer un service d'eau municipal de très petite taille avec un grand service d'eau régional).

ENCADRE 4.6
LES INDICATEURS DE DURABILITE
ENVIRONNEMENTALE DU SECTEUR DE
L'EAU AU ROYAUME-UNI
(Water U.K., 1999)

Catégories	Indicateurs
Services d'eau	
Demande en eau et disponibilité	Population disposant de ressources en eau suffisantes (%) Croissance démographique du Royaume Uni compatible avec les ressources actuelles (%)
Demande en eau des ménages	Consommation d'eau par personne (Litre/habitant/jour)
Utilisation non domestique de l'eau	Efficiéce des systèmes d'eau (Litre/£ PIB)
Fuites	Fuites totales du réseau (Ml/jour)
Qualité de l'eau potable	Tests conformes aux normes (%)
Inondation par des eaux polluées	Propriétés inondées (%)
Déversoirs d'orage de réseau unitaire	Déversoirs en bon état (%)
Stations d'épuration des eaux usées	Population desservie par les stations conformes aux normes (%)
Bonne gestion environnementale	
Engagement à caractère environnemental	Classement sectoriel dans l'enquête nationale relative aux entreprises et à l'environnement (%)
Condamnation pour infraction à la santé publique et à l'environnement	Nombre de condamnations de catégorie 1
Biodiversité et environnement	
Espèces	Espèces protégées dans le plan d'action (%)
Habitats	Habitats protégés dans le plan d'action (%)
Qualité des eaux de rivière	Rivières de catégories A à D (%)
Qualité des eaux de baignade	Eaux surveillées atteignant les normes obligatoires (%) et la valeur guide (%) comme le préconise la Directive sur les eaux de baignade du Conseil européen
Energie et matériau	
Energie consommée dans les installations fixes	Energie consommée par m3 d'eau fournie (kWh)
Energie consommée par m3 d'eau usée traitée (kWh)	Renewable energy as a percentage of total energy used
Energie renouvelable dans les installations fixes	Energie renouvelable exprimée en pourcentage de l'énergie totale consommée
Emissions de CO2 dans les installations fixes	Emissions par habitant (tonnes/an)
Emissions de CO2 provenant du transport routier	Emissions par habitant (tonnes/an)
Gestion des boues	Boues recyclées/réutilisées (%)

Il faut ensuite collecter et compiler les données pour chaque indicateur. Une autorité centrale peut se charger de réceptionner les données provenant des services d'eau (sous des formats prédéfinis) et de vérifier leur crédibilité.

L'étape finale consiste à comparer les différents services d'eau (les uns avec les autres / ou par rapport aux valeurs cibles), à les classer et à diffuser les résultats. Les résultats du benchmarking sont utiles aux services d'eau urbains eux-mêmes dans la mesure où ils peuvent les aider à identifier leurs points forts et leurs points faibles par rapport à leurs concurrents.

Les "indicateurs de performance des services d'eau" de l'Association internationale de l'eau (IWA, 1999) sont probablement la liste d'indicateurs de benchmarking disponible la plus complète (elle concerne néanmoins principalement les services et les infrastructures). L'OFWAT, bureau des services d'eau en Angleterre et aux Pays de Galles (www.ofwat.gov.uk), a également produit un système détaillé d'indicateurs de benchmarking, utilisé pour la réglementation des services d'eau privatisés. Cependant, ce système est très spécifique au secteur de l'eau britannique et il n'est pas conseillé de l'importer directement dans les pays de la Méditerranée. Néanmoins, l'approche générale suivie et le type de données

**ENCADRE 4.7
LES INDICATEURS D'ANALYSE COMPAREE
DE PERFORMANCE (BENCHMARKING)
DANS LE SECTEUR DE L'EAU POTABLE AUX
PAYS-BAS (VEWIN, 2000)**

Qualité de l'eau

La qualité de l'eau potable est indiquée par le biais d'un indice. L'indice est établi sur une base de 100 points, correspondant à la qualité parfaite. On procède à une déduction de points lorsque les paramètres ne sont pas conformes aux normes définies en vertu de la loi sur l'eau ou aux recommandations de l'Association nationale du secteur de l'eau. Plus la valeur moyenne mesurée se rapproche des normes, moins la déduction est conséquente.

Les valeurs non conformes accidentellement entraînent également des déductions, déterminées en fonction de la durée moyenne, de l'impact et de la valeur moyenne de l'incident.

Service

La qualité du service est définie comme le niveau de satisfaction aux attentes de la clientèle et est exprimée par un chiffre indiquant le niveau du service. Pour déterminer ce chiffre, on étudie les intérêts du client par rapport aux diverses dimensions du service ainsi qu'à la performance telle que la perçoit le client. On évalue la qualité de service en procédant à des enquêtes téléphoniques auprès d'environ 6 000 particuliers usagers qui ont récemment été en contact avec leur service d'eau. En plus de demander la note attribuée au niveau de service global, on pose aux clients quelques questions détaillées sur divers aspects du service.

Environnement

L'impact environnemental des services d'eau au cours de la production et de la distribution de l'eau potable est étudiée au moyen d'évaluation du cycle de vie orientée sur l'environnement (ECV), conformément à la méthode des éco-indicateurs établie pour le secteur de l'eau. Les facteurs pris en compte pour élaborer l'indice final incluent la consommation d'énergie, la zone naturelle asséchée et la zone d'influence d'un site de prélèvement, la consommation et l'utilisation de substances auxiliaires, de produits chimiques et de matériau filtrant, la production de déchets utiles, de résidus et d'émissions, l'impact de l'adoucissement de l'eau ainsi que la contribution aux effets environnementaux à l'échelle mondiale (effet de serre et acidification).

Finance et efficience

Le coût total par raccordement est l'indicateur principal. Pour comparer les coûts, on établit quatre catégories de coût: impôts, coûts d'investissement, amortissements et coûts de fonctionnement. On compare également les tarifs en fonction de cinq situations d'usager standard.

utilisées peuvent être utiles au développement de systèmes de benchmarking nationaux dans les pays de la Méditerranée.

Les services d'eau urbains admettent de plus en plus qu'il faut intégrer les facteurs sociaux et environnementaux dans l'évaluation des performances. L'encadré 4.7 présente la grille de benchmarking utilisée dans le secteur de l'eau potable aux Pays-Bas, qui inclut des évaluations de performance environnementale.

5. LA GESTION URBAINE DE LA DEMANDE EN EAU

Ce chapitre présente les approches et technologies qui visent à réduire les consommations d'eau douce nécessaires aux besoins urbains. Tout d'abord, le concept de gestion de la demande en eau est expliqué. Ensuite, les divers outils de gestion de la demande sont présentés, depuis la source jusqu'à l'utilisateur final, en passant par les outils éducatifs, économiques, réglementaires et politiques. Enfin le contenu fondamental d'un plan de gestion de la demande est examiné et les besoins en données sont identifiés.

5.1 QU'EST-CE QUE LA GESTION URBAINE DE LA DEMANDE EN EAU ?

On désigne généralement par **gestion urbaine de la demande en eau (GUDE)** la mise en œuvre de politiques ou de mesures permettant de maîtriser ou d'influencer la quantité d'eau utilisée dans un système urbain (EEA, 2000). Une approche est dite GUDE lorsqu'elle a pour objectif de répondre aux besoins réels avec une quantité moindre d'eau douce disponible. Telle qu'employée ici, la "gestion de la demande" ne doit pas être prise au sens économique strict du terme ni limitée à la réduction de la consommation finale d'eau. L'expression fait référence à toute réduction d'usage des eaux douces (ou eaux de projet), c'est-à-dire de l'eau provenant de ressources traditionnelles telles que les cours

d'eau, lacs, retenues, puits et forages. La GUDE est en contraste avec la gestion par l'offre traditionnelle qui repose sur l'augmentation des prélèvements d'eau ou l'augmentation des ressources en eau actuelles par le biais de la construction d'ouvrages hydrauliques.

Ailleurs dans le monde (notamment aux Etats-Unis), l'expression **conservation de l'eau** a le même sens, à savoir "toute réduction bénéfique dans les pertes, gaspillages ou utilisations d'eau" (Baumann and Bolland, 1998). La "conservation" met l'accent sur le fait que l'eau économisée est disponible (conservée) pour des usages autres ou futurs, dont les milieux aquatiques. Le terme "bénéfique" rappelle que la GUDE peut induire des coûts en plus des bénéfices reconnus, tant sur le plan économique

**ENCADRE 5.1
COUTS ET BENEFICES DE LA GESTION DE LA
DEMANDE EN EAU (Dziegelewski et al, 1995)**

Bénéfices	Exemples
Réduction des coûts marginaux à court terme	Réduction des dépenses en produits chimiques, en énergie, en main d'œuvre et en matériaux
Réduction des coûts marginaux à long terme	Réduction des dépenses d'investissement en installations pour l'eau et l'assainissement
Economie d'énergie	Réduction dans l'utilisation d'eau chaude
Autres bénéfices / effets économiques	Coûts d'entretien réduits pour les pelouses (combustible, main d'œuvre) grâce à une irrigation efficiente
Qualité environnementale	Dommmages moindres aux ressources en eau naturelles
Coûts externes	Coûts de pompage réduits pour les agriculteurs en raison d'une baisse moindre des nappes
Coûts	Exemples
Coûts pour le service	Main d'œuvre, matériaux, incitations économiques, liés au programme d'économie d'eau
Coûts pour le client	Coûts de matériaux, installation, exploitation et entretien liés au programme d'économie d'eau
Autres coûts économiques	Augmentation des coûts d'énergie pour la climatisation en raison de la perte d'ombre des arbres (par exemple, après conversion des arbres ombragés en xéripaysagisme)
Réduction de la valeur esthétique	Moindre satisfaction des clients en raison du remplacement des pelouses par du xéripaysagisme.
Réduction des revenus	Sans ajustement des tarifs, une réduction de l'utilisation d'eau conduit à une réduction des revenus

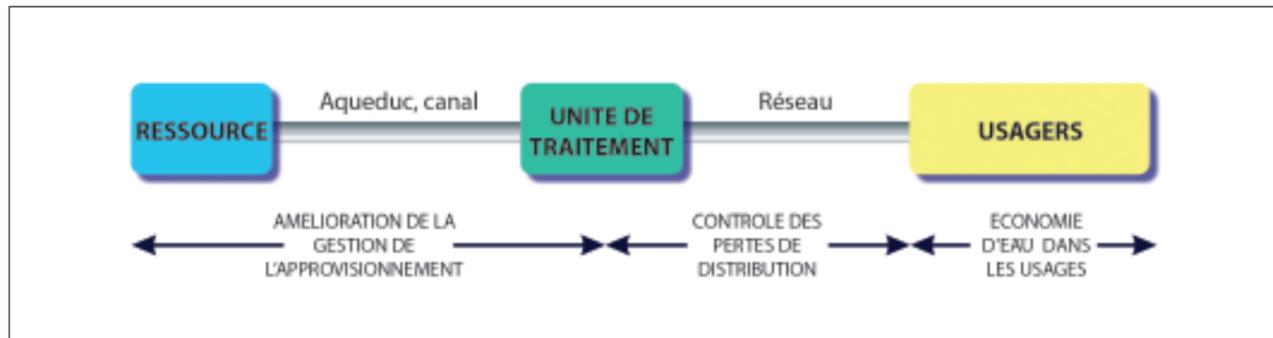


Figure 5.1
Les économies possibles dans la chaîne d'approvisionnement en eau

qu'environnemental (voir l'encadré 5.1). Les bénéfices - au sens large du terme - doivent dépasser les coûts pour que la GUDE soit adoptée. Le plan intégré des ressources (PIR) est le processus qui permet de comparer les coûts et bénéfices des alternatives d'offre et de demande (voir le chapitre 5).

La figure 5.1 montre les différents secteurs de l'adduction, distribution et utilisation de l'eau en zone urbaine où des économies d'eau sont possibles.

5.2 LA GESTION AMELIOREE DE L'APPROVISIONNEMENT

L'optimisation dans l'utilisation actuelle des ressources en eau peut être une alternative importante au développement de nouvelles ressources. Dans certaines villes, l'absence de coordination

dans la gestion des ressources et systèmes divers d'alimentation en eau conduit à des gaspillages. Dans les situations à multiples ressources, des modèles et des systèmes d'aide à la décision sont particulièrement utiles, surtout si l'on puise dans les nappes phréatiques car la modélisation optimisée des aquifères peut faciliter une meilleure planification des prélèvements (voir l'encadré 5.2).

Une proportion considérable d'eau (dans certains cas, plus de 10% de toute l'eau utilisée) peut être perdue dans les réservoirs, les aqueducs d'acheminement et les stations de traitement. Les pertes par évaporation dans les ouvrages de stockage et de transport sont un facteur significatif de pertes. Il est possible de réduire ces pertes par les interventions suivantes:

- pose de revêtement dans les réservoirs
- utilisation de revêtement et de couverture pour

ENCADRE 5.2 UN EXEMPLE DE BONNE PRATIQUE DANS LA GESTION AMELIOREE DES RESSOURCES: UN SYSTEME D'AIDE A LA DECISION POUR LA GESTION DE L'EAU DANS LA VILLE D'ATHENES (GRECE) (source: Kallis et Coccossis, 2003)

La ville d'Athènes reçoit son eau de deux réservoirs principaux (un lac artificiel et un lac naturel). L'alimentation à partir du lac naturel est beaucoup plus coûteuse en raison de la consommation d'énergie (l'eau doit être relevée par pompage alors que, du réservoir, elle s'écoule par gravité). D'autre part, le lac perd une part significative (environ 50%) de ses réserves au travers de siphons hydrauliques, les déperditions augmentant avec le niveau du lac. Dans la période 1980-1989, pour économiser sur les coûts d'énergie, le service a capté l'eau principalement du réservoir artificiel. Près de 800 millions de m³ d'eau ont ainsi été perdus dans le lac. Sans ces pertes, les sécheresses de 1990 et 1992 auraient pu être évitées.

Le service d'eau urbain de la ville d'Athènes a décidé d'améliorer la gestion des ressources afin d'améliorer le rendement de la fourniture et de réduire les risques futurs de sécheresse. Le principal compromis à rechercher était entre les coûts d'énergie et les pertes en eau du système (et donc la sécurité de l'approvisionnement). L'université technique nationale a élaboré un modèle de simulation basé sur des données historiques de débits hydrologiques. Alimenté par des données en temps réel, le modèle permet au service de décider des attributions appropriées de prélèvement dans les deux réservoirs et d'équilibrer au mieux les pertes, la sécurisation de la satisfaction de la demande, et les coûts.

- les bassins de stockage, ou construction de bassins compartimentés
- utilisation des nappes phréatiques comme réservoirs de stockage (recharge de nappe)
- couverture, réparation ou remplacement des ouvrages (canaux) d'acheminement
- changement des procédés de traitement
- Recyclage de l'eau dans les procédés de traitement

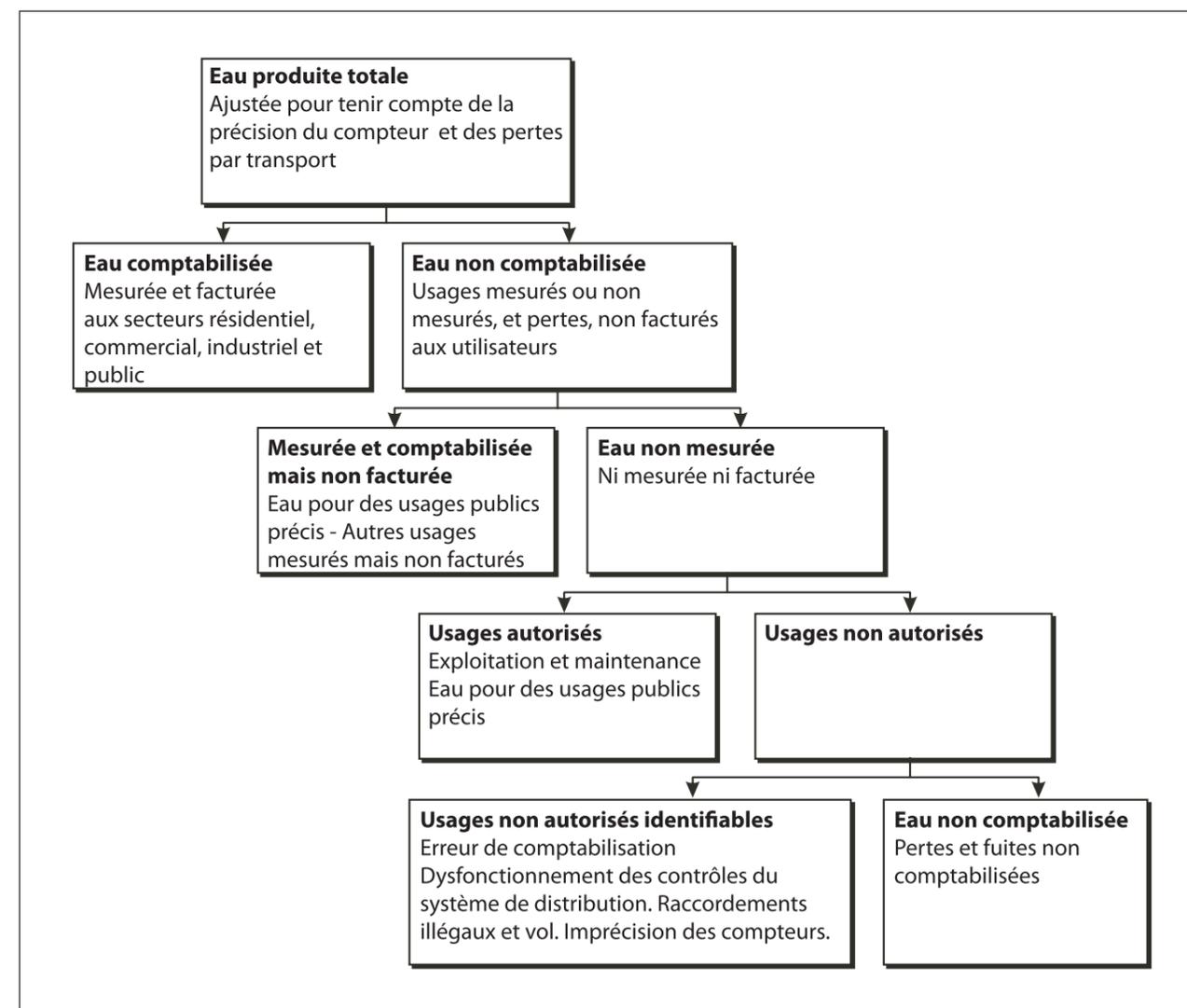
Une gestion de l'approvisionnement (ressources, aqueducs et traitement) optimisée et mieux coordonnée permet aussi de réduire l'évaporation et autres pertes (par exemple, en vérifiant que le débit n'excède pas la capacité des canaux à ciel ouvert afin d'éviter les surverses et les pertes). L'utilisation de ressources de seconde qualité ou décentralisées (locales) pour couvrir certains besoins peut aussi réduire l'utilisation de l'eau provenant des ressources principales (voir le chapitre suivant).

5.3 LA MAITRISE DES PERTES DANS LE RESEAU DE DISTRIBUTION

5.3.1 La comptabilisation et la mesure de l'eau

Un système précis de comptabilisation de l'eau est nécessaire pour identifier les grands volumes de perte et de fuite (voir la figure 5.1). On rend souvent compte des pertes en eau en tant que pertes au niveau des stations de traitement et des compteurs. Ces chiffres sont trompeurs car ils mélangent les "pertes réelles" (eau non comptabilisée car perdue dans les pertes et fuites, voir la figure 5.2) avec les "pertes apparentes" (comme le sous-comptage des compteurs, les vols, etc.). Une stratégie saine de maîtrise des pertes doit, en tout premier lieu, reposer sur une évaluation précise et sur la localisation des pertes réelles.

Figure 5.2
Un système de comptabilisation de l'eau (EPA, 1998)



Pour la comptabilisation, des compteurs enregistrant les débits doivent être installés aux principaux nœuds du système, à savoir: la prise à la source, en amont et en aval de la station de traitement (entrée dans le réseau) et le point d'utilisation finale. Il est alors possible d'identifier les pertes d'eau dans l'acheminement, le traitement et la distribution. Ceci doit être combiné à de bonnes données de pluviométrie et à des modèles hydrologiques afin d'identifier la quantité d'eau qui pénètre naturellement dans le système et donc de pouvoir spécifier les pertes par évaporation ou par déperdition dans les réservoirs.

Dans de nombreuses villes de la Méditerranée, les prélèvements d'eau ne sont pas mesurés, ou s'ils le sont, les données sont, soit peu fiables (en raison de l'imprécision des compteurs), soit collectées irrégulièrement. Des compteurs doivent être installés et correctement entretenus à toutes les prises d'eau (**mesure de l'eau à la source**). Le comptage universel au branchement est la norme dans la plupart des villes de la Méditerranée. Dans de nombreuses villes encore, des usages publics d'eau sont gratuits, souvent sans comptage (écoles, institutions religieuses, centres sportifs, bâtiments publics, parcs). Même si elle n'est pas facturée, cette eau doit être mesurée à des fins de comptabilisation (**mesure de l'eau à usage public**).

Le relevé des compteurs à intervalles fixes entre le comptage à la source ou sur le réseau, et le branchement au service, peut faciliter des comparaisons et une analyse précises (EPA, 1998). Des sondes automatisées et des systèmes de télémétrie permettent de surveiller et d'analyser les infrastructures en fonctionnement. Des télé-détecteurs associés à un logiciel de surveillance permettent d'alerter le service en cas de fuites et autres problèmes d'exploitation (EPA, 1998).

Le sous-enregistrement du compteur est une importante source de pertes apparentes et de pertes de revenus pour les services d'eau urbains. Les compteurs se détériorent avec le temps et peuvent être endommagés. Les compteurs surdimensionnant la consommation d'eau ont aussi tendance à sous-enregistrer. Des **programmes d'analyse de la précision des compteurs et de remplacement des compteurs défectueux ou surdimensionnés** doivent être mis en place (EPA, 1998).

5.3.2 La maîtrise des pertes

Les situations suivantes peuvent occasionner des fuites et des pertes dans le réseau:

- les ruptures (faciles à localiser par la résurgence d'eau en surface)
- les fuites par mauvaise étanchéité ou détérioration, se produisant généralement aux

joints (notamment dans les réseaux anciens ou très étendus)

- les pertes pendant l'installation des usagers, avant ou après le comptage de l'eau

L'estimation du taux réel de fuites est la première étape de la stratégie contre les fuites. Les pourcentages rapportés ne conviennent pas pour évaluer l'efficacité réelle du fonctionnement d'un système de distribution. Les pourcentages sont influencés par les différences et les changements de consommation. Un meilleur indicateur des pertes réelles s'exprime en **litres/branchement/jour**. Ceci n'est pas influencé par la densité des branchements au service (par km de collecteur), l'emplacement du compteur du client au niveau du branchement (par rapport à la rue ou à la limite de propriété) et la pression moyenne d'exploitation. Tous ces facteurs influencent considérablement le taux de fuites. L'indice de fuite des infrastructures (IFI) développé par le groupe de travail sur "l'eau non comptabilisée" de l'Association internationale de l'eau, est un indicateur pragmatique de performance du réseau, qui distingue les fuites imputables à une mauvaise gestion de celles, inévitables, liées au système (WHO, 2001, voir l'encadré 5.3). On peut considérer une valeur IFI de 4 comme satisfaisante, les valeurs basses indiquant de bonnes performances et des valeurs élevées des performances plus médiocres.

Bien qu'en théorie, il soit possible de réduire les fuites à un minimum absolu (pertes réelles inévitables, IFI = 1), dans la plupart des cas, ce n'est pas économiquement faisable. La recherche et la réparation des fuites peuvent être très onéreuses. Dans bien des cas, il peut s'avérer plus coûteux au service de réduire les fuites que d'augmenter la production d'eau. Le **niveau économique de fuites** est le taux de fuites auquel le coût marginal d'économie d'un litre supplémentaire d'eau par amélioration du réseau de distribution est égal au coût marginal de la production d'un litre d'eau supplémentaire à partir de la ressource. Les services d'eau peuvent utiliser le niveau économique de fuites pour fixer des objectifs de réduction des fuites. Toutefois, les coûts doivent être suffisamment étalés sur le long terme et inclure des coûts sociaux externes en plus des coûts privés pour le service.

Une stratégie de maîtrise des fuites comprend les étapes suivantes:

1. Une politique opérationnelle de réponse rapide pour localiser et **réparer les ruptures**
2. Un **programme de détection et de réparation des fuites identifiées**, en vue de parvenir au niveau économique de fuites
3. La **détection et la réparation des fuites**. Une comptabilisation précise (faisant appel à la télémétrie) est nécessaire pour détecter les fuites. Parmi les autres techniques de détection, on trouve:

ENCADRE 5.3 EXEMPLE DE CALCUL AU MOYEN DE L'INDICE DE FUITES DES INFRASTRUCTURES (Lambert et al, 2000)

Un système de distribution comprend 1500 km de conduites et 60 000 branchements, avec les compteurs des clients situés à 6 mètres de la rue en moyenne. Le système est sous une pression moyenne de 30 m pendant 90 % du temps. Les dernières pertes effectives annuelles de ce système, calculées à partir du bilan d'eau annuel, sont de $4000 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{an}$.

Indicateur technique de pertes réelles (ITPR):	= $4,000 \cdot 10^3 \cdot 10^3 / (60\ 000 \cdot 0,9 \cdot 365)$ = 202 litres/branchement/jour
Composantes des pertes réelles annuelles inévitables (PRAI):	en $10^3 \text{ m}^3/\text{an}$
conduites:	= $18 \text{ l/km/d/m} \cdot 1500 \text{ km} \cdot (0,9 \cdot 365) \text{ jours} \cdot 30 \text{ m}/10^6 = 266$
du branchement au compteur:	= $0,8 \text{ l/conn/d/m} \cdot 60,000 \cdot (0,9 \cdot 365) \text{ jours} \cdot 30 \text{ m}/10^6 = 473$
du compteur à la rue:	= $25 \text{ l/km/d/m} \cdot (60\ 000 \cdot 6/1000) \cdot (0,9 \cdot 365) \text{ jours} \cdot 30 \text{ m}/10^6 = 87$
Total des pertes réelles annuelles inévitables:	= $826 \cdot 10^3 \cdot 10^3 / (60\ 000 \cdot 0,9 \cdot 365)$ = 42 litres/branchement/jour

Indice de fuites dans les infrastructures (IFI) = ITPR / PRAI = 202/42 = 4,8

- les tests réguliers sur le terrain au moyen d'équipements de détection des fuites assistés par ordinateur
 - la recherche des fuites par système à ultrasons
 - ou tout autre méthode acceptable de détection sur les conduites, vannes, branchements et compteurs (EPA, 1998)
4. Un programme proactif de prévention des pertes, comprenant le **remplacement** ou le curage, l'application de revêtement et autres **activités de maintenance et de restauration**, dans les canalisations. Des travaux effectués en commun avec d'autres services urbains ayant des infrastructures souterraines permettent de réduire les coûts et les nuisances publiques.

Les programmes de détection et de réparation des fuites peuvent se révéler difficiles à mettre en œuvre dans des services d'eau urbains de petite taille. Ils sont coûteux et nécessitent une expertise technique avancée. Les petites stations balnéaires qui vivent du tourisme peuvent être confrontées à des problèmes supplémentaires. La forte demande estivale par rapport à la faible demande hivernale modifie la pression dans le réseau et augmente la fréquence des éclatements. Dans certaines villes, selon la géologie locale, les pertes dans le réseau de distribution peuvent constituer une importante source de recharge des nappes phréatiques locales. La réduction des pertes peut avoir un impact sur les (éco)systèmes aquatiques dépendant des eaux souterraines.

5.3.3 La gestion de la pression

La gestion de la pression dans le réseau de distribution peut réduire les fuites, les contraintes et les éclatements ainsi que le débit au robinet. De plus, une pression moindre peut diminuer les besoins en réparation et en renouvellement. **Réduire la pression à l'échelle du système** est une possibilité. Une approche plus agressive consiste à acheter et installer, soit des **valves réductrices de pression** sur les canalisations des rues et dans les maisons individuelles, soit des réducteurs de débit sur les compteurs (EPA, 1998). Des changements plus conséquents portant sur la capacité ou l'architecture du réseau (tels que nouvelles conduites, maillages du réseau) peuvent conduire à une distribution plus équilibrée de la pression et à la réduction des contraintes dans les canalisations existantes. Ces changements peuvent aussi réduire les besoins en pompage dans le réseau et donc la consommation d'énergie.

5.4 L'ECONOMIE D'EAU DANS LES UTILISATIONS FINALES

De nombreuses technologies et techniques, visant à réduire la consommation d'eau à domicile, dans les jardins et les espaces verts publics, sont disponibles dans le commerce. (voir le tableau 5.1). Les économies d'eau potentielles liées à ces équipements varient selon la ville, le type d'utilisateurs et d'utilisations de l'eau,

Général		
Information du public	Education à l'école	Détection et réparation des fuites
Comptage	Réduction de la pression	Réhabilitation du système
Politiques tarifaires		
Usages ménagers		
Toilettes/Urinoirs	Sacs ou plaquettes à mettre dans le réservoir	Urinoirs sans eau
Soupape à clapet à fermeture rapide	Chasse à double débit	A déclenchement automatique
Détection et réparation des fuites de toilettes	Réducteur de chasse d'eau	Modernisation de la soupape
Toilettes/urinoirs à très faible chasse	Toilettes à compostage	
Douches	Vannes "stop douche"	
Pommeau de douche à bas débit	Aérateur de douche	
Contrôleur de débit		
Robinets de salle de bain et cuisine	Rondelle de robinet	
Robinets à faible débit	A déclenchement automatique	
Aérateurs de robinet		
Machines à laver la vaisselle/le linge	Equipements économes en eau	Axe horizontal/vertical économe en eau
Climatisation	Systèmes refroidis à l'air	Refroidisseur par évaporation économe en eau
Dispositifs de traitement de l'eau		
	Filtres par osmose inverse économes en eau	Adoucisseurs d'eau économes en eau
Gestion de l'irrigation paysagère		
Conception paysagère efficiente	Systèmes d'irrigation ou sprinklers économes,	Irrigation par brumisation
Végétaux économes en eau	irrigation goutte-à-goutte	Systèmes à eaux grises
Réduction ou limitation de végétaux forts consommateurs d'eau	Irrigation programmée	Incitations de xéripaysagisme
Modification du sol/des végétaux	Programmation des pics	Tensiomètres
Réduction/substitution du gazon	Sondes d'humidité/de pluie	Citernes
Information sur l'arrosage du gazon	Programmeur d'arrosage de jardin	
Autres usages extérieurs		
Buses de contrôle des tuyaux	Couverture de piscine/spa	
Systèmes de recyclage/recirculation de l'eau	Systèmes de gestion économes en eau	
Usages commerciaux/industriels		
Recirculation de l'eau de refroidissement	Réduction du débordage sur les refroidisseurs, chaudières, aéro-réfrigérants	Modification de process
Réutilisation des eaux usées traitées	Réutilisation de l'eau de refroidissement et de process	Comptage sur les équipements pour détecter les fuites

Tableau 5.1
Quelques technologies visant l'économie d'eau (Opitz and Dzieglewski, 1998, IPTS, 1999)

ainsi que la nature du programme de remplacement. Le tableau 5.2 compare des équipements domestiques traditionnels et des équipements économes en eau. En Europe méditerranéenne, on observe une évolution graduelle vers des équipements du second type, bien que des inquiétudes apparaissent avec l'introduction de douches puissantes (consommant plus de 20 litres d'eau à la minute) et autres dispositifs "luxueux", notamment dans les zones touristiques et périurbaines.

Les services d'eau urbains disposent de diverses possibilités pour promouvoir les appareils économes en eau. Des programmes de modernisation de plomberie ont été largement mis en œuvre aux USA et en Europe occidentale, et de façon moindre en Méditerranée. La

modernisation fait référence à l'amélioration d'un appareil ou d'un équipement existant, sans être un remplacement. Une modernisation comprend classiquement des aérateurs de robinet à bas débit, des pommeaux de douche à bas débit, des produits de détection de fuites et le remplacement de clapets anti-retour. Un service d'eau peut mettre des kits de modernisation à la disposition de ses clients, gratuitement ou payant (EPA, 1998). Ces kits peuvent être diffusés selon diverses voies:

- les associations et les écoles
- l'envoi postal
- le dépôt/magasin dans divers endroits
- la livraison porte-à-porte
- l'installation directe par des installateurs formés, qui est une autre option (Dzieglewski et al, 1995)

ENCADRE 5.4 LOS ANGELES: UN BON EXEMPLE DE PROGRAMME ASSOCIATIF DE GUDE (source: IPTS, 1999)

Au début des années 90, le service d'eau et d'électricité de Los Angeles mit en œuvre un programme de remplacement des toilettes. Des toilettes à très faible chasse furent proposées gratuitement. Les autorités pensèrent aussi que la gestion de ce programme serait mieux assurée par des associations locales et offrirent une prime de 25\$ pour chaque toilette remplacée. Dans l'un des quartiers les plus défavorisés de l'Est de Los Angeles (Boyle Heights), une association - les Mères du programme d'économie d'eau de

l'Est de Los Angeles - fut créée pour conduire le programme dans ce quartier. Depuis 1992, quelques 50 000 toilettes à très faible débit ont été installées et les anciennes récupérées puis recyclées comme matériau de remblais pour les rues de Los Angeles. Les fonds reçus payèrent le salaire de 25 employés à temps complet et de 3 employés temporaires, le reste des fonds étant utilisé pour financer une variété de programmes associatifs. En fait, le programme fut un tel succès que le groupe s'élargit aux quartiers voisins.

Dispositif	Consommation	Réduction % traditionnel
Toilettes	Litres/Use	
1. Traditionnelles	9	
2. Faible chasse	6	33%
3. Siphon direct	4	56%
4. Assistée par air	2	78%
Pommeau de douche	Litres/min	
1. Traditionnel	14	
2. Bas débit	10	29%
3. Restriction de débit	7	50%
4. Assistée par air	2	86%
Robinet	Litres/min	
1. Traditionnel	12	
2. Bas débit	10	17%
3. Restriction de débit	4	67%
Machine à laver	Litres/use	
1. Traditionnelle	80	
2. Efficente	60	25%
3. Econome	40	50%

Tableau 5.2
Quelques économies d'eau potentielles (données Europe, IPTS, 1999)

Des programmes de modernisation plus avancés peuvent cibler:

- d'autres dispositifs tels que les équipements ménagers ou les équipements de jardinage
- des groupes d'usagers ciblés (résidentiel, commercial, industriel, bâtiments publics, etc.)

Les domiciles anciens ou de ménages à bas revenus présentent un fort potentiel d'économie d'eau. Les équipements y sont en général anciens et défectueux. Les programmes de modernisation dans les domiciles à bas revenus peuvent être plus efficaces s'ils sont conçus et mis en œuvre avec les municipalités ou les associations locales.

Les programmes de remplacement et de remboursement, dans lesquels les services d'eau installent des équipements économes en eau chez les utilisateurs, vont plus loin que les programmes de modernisation. Il existe trois options essentielles pour ces programmes:

- fourniture gratuite
- offre de remboursement pour les équipements achetés par les consommateurs
- disposition auprès des fournisseurs pour qu'ils accordent des remises de prix sur ces équipements

Les services d'eau peuvent aussi concevoir des programmes de remboursement incitatif visant les secteurs non-résidentiels et résidentiels ou les utilisations intérieures/extérieures (EPA, 1998). Cela peut cibler notamment le remplacement de vieilles toilettes par des toilettes à faible débit. Des programmes associatifs conduits aux USA sont un bon exemple, applicable en Méditerranée, notamment dans les zones défavorisées des villes du Sud (voir l'encadré 5.4). Toutefois, dans certaines villes de la Méditerranée, ces initiatives peuvent être limitées par l'absence d'une société civile forte ou d'organisations expérimentées en mesure de mener à bien de tels programmes; il peut être nécessaire dans un premier temps d'augmenter les capacités institutionnelles.

Les consommateurs sont également libres de choisir les équipements économes en eau qu'ils souhaitent pour leur nouveau domicile ou pour le remplacement d'équipements existants. Des programmes de promotion conduits par les services d'eau ou les administrations peuvent diffuser des messages de sensibilisation sur les équipements économes et leurs performances, leurs avantages économiques et environnementaux. En pratique, cela comprend:

- des brochures promotionnelles contenant des listes de fabricants et de distributeurs (éventuellement insérées avec les factures d'eau)
- des programmes pilote ou de démonstration pour attirer l'attention des médias

Les **dispositions écologiques d'écolabels** (comme la disposition "écolabel" de l'Union européenne) sont essentielles pour la promotion d'équipements économes en eau. Dans certains pays, il est possible d'instituer des réglementations fixant certaines normes d'économie d'eau pour les nouveaux équipements, bien que cela puisse être difficile avec les règles du libre échange commercial.

L'usage extérieur d'eau représente une proportion significative de la consommation, notamment en zone touristique et en période estivale. Le tableau 5.1. présente diverses options pour améliorer l'efficacité des parcs et jardins grâce à une meilleure **conception paysagiste** ou une **gestion améliorée de l'irrigation**. Le **xéripaysagisme** est une approche combinant l'amélioration des sols et la sélection (ou le maintien) d'un mélange approprié de plantes et de gazons, avec irrigation efficace et entretien approprié. Ces systèmes peuvent réduire jusqu'à 50% la demande extérieure en eau. Les **programmes de sensibilisation** (information, publicité, éducation) permettent aussi de faire prendre conscience aux usagers des possibilités d'économie d'eau dans les utilisations extérieures.

Les services d'eau peuvent être plus activement impliqués dans la promotion de ces pratiques chez les ménages et pour les nouveaux projets publics tels que les parcs, bâtiments et installations sportives, etc. Les services d'eau peuvent également travailler avec les autorités publiques et/ou les gros consommateurs (industries, commerces et autres) pour reconcevoir les parcs et jardins existants et réduire leurs besoins en eau. Les systèmes gérant l'irrigation (comptage, programmation horaire et détection climatique) peuvent également être proposés aux ménages et aux petits utilisateurs. Le recyclage et la réutilisation des eaux grises, la collecte des eaux de pluie, et l'utilisation des eaux pluviales dans les parcs et jardins, sont d'autres options importantes de réduction de l'eau douce consommée (voir le chapitre suivant).

Les **commerces et institutions** (hôpitaux, hôtels, immeubles de bureaux, écoles et restaurants) sont de gros consommateurs d'eau. Dans les stations balnéaires de la Méditerranée, l'industrie du tourisme est fortement consommatrice d'eau. Les programmes à l'attention de ces usagers doivent être étudiés en fonction des caractéristiques de

leur usage. Ils doivent combiner des programmes de modernisation et de remboursement, des activités d'information et d'éducation, ainsi que des mécanismes d'incitation. Des systèmes décentralisés d'utilisation des eaux grises ou de rétention des eaux de pluie sont plus faciles à mettre en œuvre chez ces consommateurs d'eau moyens ou gros qui disposent de plus d'espace extérieur.

Il existe également un potentiel d'économie d'eau dans les **applications industrielles**. Parmi les options principales, on trouve la modification des processus pour réduire la consommation d'eau, les usages multiples de l'eau ainsi que la réutilisation interne des effluents (notamment ceux des systèmes de refroidissement - voir également le tableau 5.1). La quantité d'eau économisée dépend du secteur industriel. Une étude effectuée par l'Institut de l'énergie pour le secteur industriel en Catalogne (Espagne) montre que les économies potentielles vont de 25% à plus de 50% (EEA, 2000). Les services d'eau peuvent adopter une attitude active et:

- conseiller leurs clients industriels sur les économies d'eau potentielles
- faire des visites sur le terrain et identifier les opportunités d'économie d'eau
- informer et former le département du personnel dans les industries
- conduire des programmes d'incitation particuliers (comme des remises de récompense et de la publicité pour les industries économes en eau, des tarifs préférentiels, etc.)

Les services d'eau urbains peuvent effectuer des **audits d'usage de l'eau** chez les grands consommateurs commerciaux et industriels ou pour les grands parcs (publics ou privés). Une fois identifiés et comptabilisés les différents usages de l'eau, ils peuvent proposer des méthodes pratiques de réduction de l'eau. Ces audits peuvent aussi se faire chez des ménages ciblés. Un programme d'audit des ménages doit classer ces derniers sur la base du type de consommateur et des caractéristiques d'utilisation/d'équipements. Les plus gros consommateurs particuliers et ceux présentant les plus forts potentiels d'économie (comme les maisons anciennes dans les villes) doivent être ciblés en premier (EPA, 1998). Les services d'eau peuvent faire appel à des plombiers sous contrat pour ces visites à domicile ou pour l'identification de fuites. Les audits résidentiels peuvent se faire conjointement avec d'autres programmes d'audit pour l'efficacité environnementale à l'initiative d'autres services (comme les services d'électricité).

L'encadré 5.5 présente les points généraux d'un programme d'économie d'eau visant les utilisateurs finaux, pouvant reprendre un ou plusieurs des outils mentionnés ci-dessus.

ENCADRE 5.5 ELEMENTS D'UN PROGRAMME D'ECONOMIE D'EAU VISANT LES USAGES FINAUX (Dziegielewski et al, 1995)

- 1. Contenu du programme**
Mesures et types d'activités qui seront mises en œuvre
- 2. Définition de la population cible et des participants au programme**
Ciblage des secteurs, des types d'utilisateurs d'eau, ou de la taille de population/clients urbains
- 3. Incitations du programme**
Remboursements, crédits fiscaux, subventions

- 4. Modalités de contact**
Sollicitation téléphonique et inscription, demande recueillie par téléphone et inscription, kiosques d'inscription dans les squares, les centres commerciaux ou les manifestations publiques, contact direct par courrier, contact par les mass média
- 5. Prévision et mise en œuvre du programme**
Date de démarrage, durée et contenu des phases. Eventuellement, rythme de mise en œuvre prévu (par exemple, 2000 foyers uniques équipés dans les 5 années à venir)

5.5 INFORMATION, EDUCATION ET PARTICIPATION SOCIALE

Une **facture d'eau** compréhensible et informative permet de faire prendre conscience du prix de l'eau, des changements de tarifs et des possibilités de réduire la consommation. Une facture d'eau ne doit pas se limiter aux informations minimales requises (consommation, tarif et montant à payer), elle doit inclure des informations pouvant aider les consommateurs à faire des choix informés, comme par exemple (EPA, 1998):

- une comparaison avec les factures précédentes
- des observations sur les modes d'utilisation d'eau
- des trucs pour économiser l'eau.

Des annexes à la facture d'eau peuvent fournir des informations supplémentaires, des conseils et des rappels (comme l'information sur les fabricants et les distributeurs mentionnée ci-dessus).

Les méthodes pour atteindre le public, dans les programmes d'information et de formation, peuvent passer par:

- des centres d'information
- des kiosques avec animation dans les manifestations publiques (festivals) ou dans les zones piétonnières des centres-villes
- des brochures et des vidéos
- une collaboration avec les associations écologistes

Le service d'eau doit être prêt à fournir à tout moment des informations pertinentes aux clients intéressés (par exemple, sur la réparation de fuites à domicile, ou sur les vendeurs d'équipements économes en eau). Cette attitude peut être renforcée par un service dédié ou un numéro vert.

Les **programmes dans les écoles** permettent d'expliquer aux jeunes la valeur de l'eau et de toucher ainsi leurs parents. Ces programmes réussissent

mieux s'ils ne sont pas limités à un seul événement mais portent sur des projets de démonstration à long terme sur l'économie d'eau à l'école.

Des **programmes de formation spécialisée** pour des corps professionnels peuvent également contribuer aux efforts de la GUDE. Les secteurs professionnels visés peuvent notamment comprendre:

- les employés et ingénieurs dans des secteurs industriels particuliers
- les plombiers
- les fournisseurs et détaillants d'appareillage de plomberie
- les artisans et dirigeants de l'industrie du bâtiment
- les fonctionnaires responsables de parcs, espaces verts et espaces publics urbains
- les prestataires de service en jardinerie et irrigation

Les informations fournies doivent être formulées selon les spécificités et modes de pensée de chaque profession. Ces formations peuvent constituer une plate-forme de coopération ultérieure entre le service et les participants.

La participation sociale aux efforts d'économie d'eau est essentielle au succès d'un programme. Les changements comportementaux peuvent nécessiter des modifications en profondeur des modes de vie, qui ne sont pas faciles à accepter et à mettre en pratique dans les villes de la Méditerranée, compte tenu des contextes socioculturels prévalant. Divers facteurs déterminent la volonté des utilisateurs à réduire leur consommation en eau et à contribuer au programme de GUDE (voir l'encadré 5.6).

Les programmes d'éducation et d'information au public peuvent contribuer aux objectifs ci-dessus.

ENCADRE 5.6
LES FACTEURS QUI AFFECTENT LA
PARTICIPATION SOCIALE A LA GUDE
(Dziegelwski et al, 1995)

1. La perception de la nécessité d'économiser l'eau, et l'inquiétude concernant l'impact potentiel sur les populations (liés en général aux perspectives de sécheresse et de pénurie)
2. La crédibilité des sources d'information
3. La connaissance, chez les usagers, de la quantité d'eau qu'ils peuvent économiser par le biais de certaines actions et sur l'importance des efforts personnels pour réduire le problème
4. La perception des mesures comme étant équitables (c'est-à-dire qu'il est demandé à tous de faire de réels efforts)
5. Le renforcement de l'identité du groupe et l'information sur les effets sociaux indésirables d'un comportement individuel irresponsable
6. Les inconvénients limités et le coût individuel minimum

Une question demeure toutefois sur la mention des relations entre les messages de la GUDE et les perspectives de sécheresse et de pénurie. Ces messages peuvent donner au public l'impression que la GUDE est une réponse d'urgence qui se terminera avec la fin de la sécheresse. En effet, de nombreux services ont tendance à focaliser les efforts de sensibilisation pendant la courte période de crise lorsque la sécheresse menace les réserves, et abandonnent leur investissement dans l'éducation du public, une fois que la période critique est passée. Le message doit s'inscrire dans la durée, sur les avantages environnementaux (entre autres) de la conservation de l'eau, si on souhaite changer les perceptions enracinées dans l'esprit du public. Il faut s'attaquer aux aspirations visant des modes de vie fortement consommateurs d'eau (comme les projets de logements péri-urbains à forte consommation d'eau) et cela fait partie de **programmes plus larges de formation à l'environnement et à la consommation durable**.

La **participation sociale** peut être renforcée en impliquant la société civile dans la conception et la mise en œuvre d'un programme de GUDE. Des ateliers publics ou d'acteurs concernés, ou des comités d'acteurs concernés (voir également le chapitre 8 sur d'autres formes participatives), peuvent contribuer à créer un sentiment "d'appropriation collective" et de responsabilité partagée pour la GUDE.

5.6 LA REGLEMENTATION

La **réglementation sur l'usage de l'eau** peut aider à promouvoir les objectifs de la GUDE, par le biais des mesures suivantes (EPA, 1998; voir également le chapitre 3):

- restriction dans les stations de lavage de voiture, les pépinières, les hôtels et restaurants
- interdiction (ou restriction) dans les usages non essentiels tels qu'arrosage de pelouse, lavage

de voiture, nettoyage des rues, irrigation de golf, système de refroidissement à flux unique dans les installations industrielles, piscine sans circuit fermé, blanchisserie, et fontaine décorative

- normes régissant les dispositifs et équipements consommateurs d'eau
- exigences concernant les nouveaux aménagements urbains en termes de conception paysagiste, de drainage, d'irrigation ou de pratiques de plomberie

Un **cadre économique réglementaire** pour les services d'eau urbains (voir le chapitre 3) est nécessaire pour créer la structure d'incitation appropriée à ces services les encourageant à entreprendre des programmes de GUDE. Pour les services, cette démarche entraîne une augmentation des dépenses (investissement dans la maîtrise des pertes, dans les programmes d'économie d'eau à l'attention des utilisateurs finaux, etc.) et une baisse des revenus (en raison d'une consommation moindre d'eau). A moins d'être contre-balancée par une augmentation du prix de l'eau, la GUDE peut conduire à une baisse des revenus, au moins à court terme. Sur le plan politique, il est difficile d'augmenter le prix de l'eau pour compenser les pertes induites par la baisse de la consommation. Dans la majorité des villes, la GUDE n'est pas une raison très convaincante pour obtenir un accord d'augmentation de tarifs. Et quand bien même cet accord serait obtenu, pénaliser les consommateurs avec des prix plus élevés à cause de leurs efforts à économiser l'eau pourrait déclencher des réactions négatives.

Sur le long terme, un programme de GUDE correctement conçu doit apporter plus d'avantages que de coûts. La baisse des coûts de fonctionnement et le report de dépenses d'investissement doivent dépasser la baisse des revenus. Dans la pratique, toutefois, de

nombreux services ne paient pas la totalité des coûts de fonctionnement et d'investissement liés à l'augmentation de la demande en eau. Dans de nombreux pays de la Méditerranée, l'Etat subventionne les grands travaux hydrauliques (barrages et transfert d'eau). Les coûts du prélèvement de l'eau sont rares. L'alimentation en eau urbaine reçoit une priorité absolue sur tous les autres usages de l'eau. Compte tenu du poids politique des travaux hydrauliques dans les centres urbains, les villes ont tendance à prendre l'eau dont elles ont besoin lorsqu'elles en ont besoin. Les travaux hydrauliques sécurisent l'alimentation en eau et permettent aux services d'eau d'élargir leur base de clientèle (par exemple, en étendant les réseaux vers les nouvelles zones péri-urbaines ou vers des villes "satellites"). D'autre part, les bénéfices environnementaux (et les impacts retardés) constituent une importante retombée des mesures de GUDE, mais cela ne profite pas au service d'eau.

L'intervention de l'Etat et la **réglementation** sont nécessaires pour garantir que les services font face aux coûts réels de leurs actions et en tire les bénéfices réels. Parmi les mesures possibles, on peut trouver (voir également le chapitre 3):

- l'interdiction de subventionner les nouveaux ouvrages hydrauliques et l'extension des réseaux
- des autorisations d'usage de l'eau à quota maximum et accompagnées de taxations forfaitaires/volumétriques sur les prélèvements (permettant la récupération des coûts environnementaux)
- des obligations réglementaires d'efficacité en eau (comme de parvenir au niveau économique de fuite)
- le fait de conditionner l'autorisation de nouveaux ouvrages augmentant l'approvisionnement, à la réalisation effective de programmes globaux de GUDE¹
- l'obligation réglementaire d'élaborer un plan de GUDE et d'en rendre compte régulièrement

Les **incitations financières** sont également importantes. La plupart des services ne peuvent pas emprunter pour financer les programmes de GUDE et ils utilisent leurs revenus ou excédents/bénéfices (dans les services privés) disponibles (Dziegelwski et al, 1995). Pour les ouvrages hydrauliques par contre, il existe de nombreuses possibilités, privées et publiques, de financement. Il faut donner aux services d'eau la possibilité,

soit d'emprunter des fonds et de capitaliser sur leurs programmes de GUDE, soit d'appliquer des redevances liées aux impacts. A titre d'exemple, en Californie, une autorité commune a été créée pour vendre des bons au nom de ses institutions membres, pour les programmes de gestion de la demande en eau et en énergie (Dziegelwski et al, 1995). Dans les pays de la Méditerranée, il est nécessaire d'évoluer du financement du développement régional des grands travaux hydrauliques vers le financement de programmes de GUDE. La standardisation des composants d'un programme global de GUDE par une institution internationale (comme le PAM du PNUE) peut constituer une base facilitant les demandes de financement. Cela peut également impliquer une action concertée avec des donneurs régionaux actifs, tels que la Banque européenne d'investissement et la Banque mondiale.

5.7 LA TARIFICATION

Les incitations économiques sont essentielles pour amener les usagers à réduire leur consommation d'eau. La théorie et l'élaboration des tarifications de l'eau sont traitées dans le chapitre 7. Ici nous ne présentons que quelques pistes principales pour la GUDE.

Dans certaines villes, la consommation d'eau n'est pas mesurée et les consommateurs paient un forfait. C'est très rare en Méditerranée (bien que cela puisse encore exister dans certaines petites agglomérations). Toutefois, dans certaines villes, on peut trouver des bâtiments avec un compteur commun plutôt qu'un compteur individuel par appartement. Le **comptage** de la consommation par **consommateur** est un préalable à l'utilisation d'instruments de tarification en vue de maîtriser la consommation.

Les **amendes** peuvent être un élément dissuasif important contre le gaspillage ou l'usage excessif de l'eau, notamment en période critique (sécheresse). Les amendes peuvent être infligées quand l'utilisation d'eau dépasse certaines valeurs maximales (en fonction de la classe d'utilisation) ou le niveau de consommation des années précédentes, de façon notable. Il faut tenir compte des changements survenus chez le consommateur (comme l'augmentation du nombre de personnes dans un foyer).

Les augmentations générales de prix ne suffisent pas pour la GUDE. Les tarifs doivent être soigneusement élaborés afin d'inciter les consommateurs à économiser l'eau (**tarifs incitatifs**). Les divers usagers présentent des modes différents d'usage de l'eau. La conception d'une structure tarifaire (tranches tarifaires et

¹ Les directives de l'Agence de protection environnementale des Etats-Unis (EPA) utilisées comme référence dans ce chapitre sont destinées aux services d'eau aux Etats-Unis pour les aider à établir leurs plans de conservation de l'eau. Un plan de conservation de l'eau en cours d'application est un préalable pour qu'un service d'eau puisse demander un soutien financier au niveau fédéral.

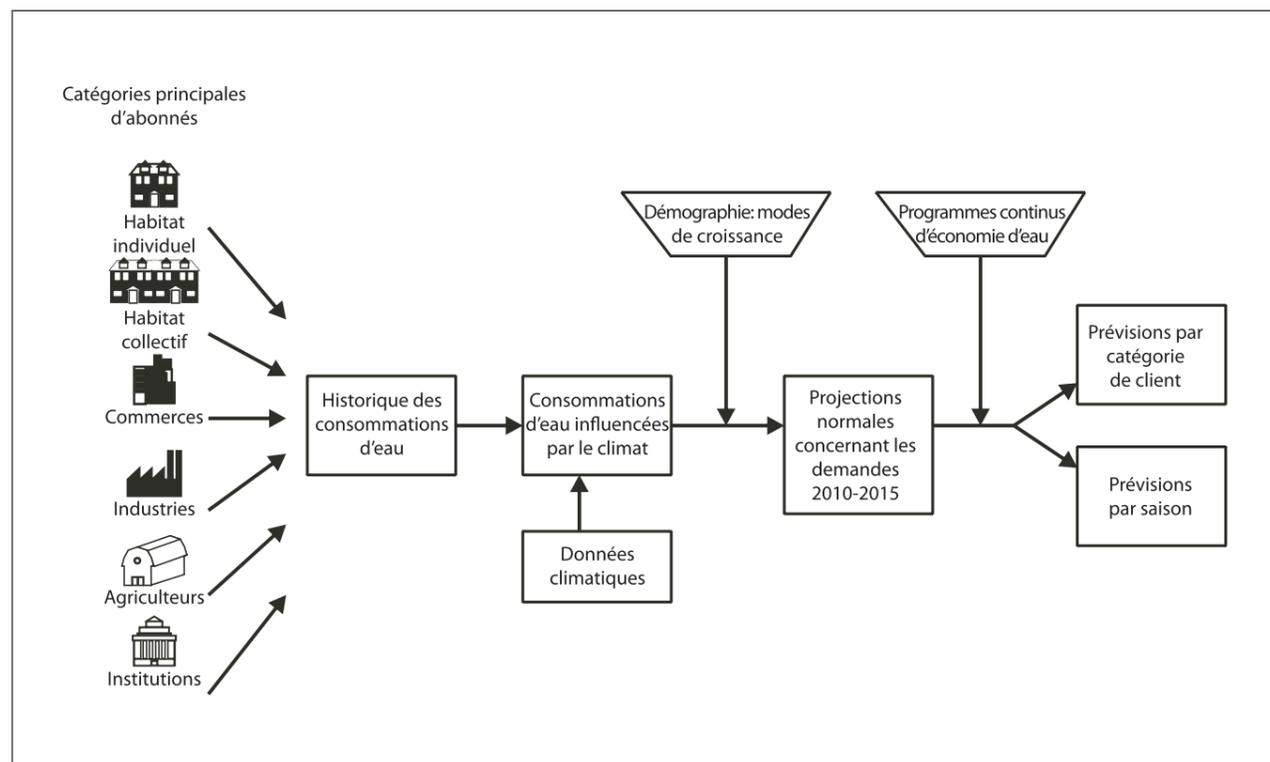


Figure 5.3
Flux d'information pour une prévision de la demande

changement de tranche, charges variables et fixes, minimum de facturation) doivent être précédés d'une étude détaillée des modes d'usage de l'eau (et des facteurs d'élasticité) pour les différentes classes d'utilisateurs de l'eau.

Des **méthodes tarifaires avancées et différenciées** sont nécessaires. Les méthodes avancées différencient les tarifs de l'eau en fonction du type d'usage et d'utilisateur (par exemple, usage extérieur ou intérieur; tarifs spéciaux pour les ménages disposant d'installations de luxe telles que piscines; usagers à faibles revenus ou à revenus élevés; touristes ou locaux; hôtels ou ménages), et de la saison (par exemple, tarifs différents l'été, les années sèches, etc.).

Les technologies "**intelligentes**" de comptage (nouvelles technologies de communication basées sur des systèmes à fonctionnalités améliorées) permettront à l'avenir aux services de collecter les profils détaillés des consommateurs, d'élaborer des ensembles tarifaires sur mesure, et d'envoyer des messages individuels (de maîtrise de la demande) aux clients. L'interaction peut également être facilitée, les consommateurs étant en mesure de maîtriser leur consommation d'eau en conséquence et renvoyant des messages en temps réel vers le service.

5.8 LA PLANIFICATION URBAINE

Les formes urbaines ainsi que le développement démographique et économique sont des déterminants majeurs de la demande en eau. La croissance démographique et les politiques économiques et d'aménagement du territoire doivent être harmonisées de manière à maîtriser la demande en eau. En particulier, des politiques de gestion de la croissance urbaine (développement périurbain) sont nécessaires dans les zones confrontées à la pénurie d'eau. Le volume 1 a introduit le concept d'"aménagement urbain respectueux de l'eau" et fourni quelques recommandations pour intégrer l'aménagement du territoire avec la planification et la gestion urbaine de l'eau.

5.9 UN PLAN DE GESTION DE LA DEMANDE EN EAU

La mise en œuvre de chacune des mesures ci-dessus seule n'aura qu'un impact limité. Il est recommandé de combiner un mélange des diverses technologies avec des campagnes d'information et de sensibilisation, ainsi qu'avec des incitations réglementaires et économiques, au sein d'un **plan global de GUDE** (voir l'encadré 5.7). Un programme de GUDE peut être conduit seul ou dans le cadre d'un "plan intégré des ressources" ou d'un plan directeur plus vaste pour le système urbain d'eau en zone littorale (voir le chapitre 5 du volume 1).

ENCADRE 5.7 LE CONTENU D'UN PLAN GLOBAL DE GESTION DE LA DEMANDE EN EAU (EPA, 1998)

- 1. Spécifier les objectifs du plan d'économie d'eau**
 - Liste des objectifs du plan d'économie d'eau et leur relation avec le plan d'approvisionnement en eau
 - Description de l'implication des populations dans l'élaboration des objectifs
- 2. Développer un profil du système d'eau**
 - Inventaire des installations existantes, des caractéristiques de production et des usages de l'eau
 - Examen général des conditions pouvant affecter la planification de l'eau et de la gestion de la demande
- 3. Elaborer la prévision sur la demande**
 - Prévoir la demande en eau anticipée pour les périodes futures
 - Ajustement de la demande sur la base de facteurs connus et mesurables
 - Discussion sur les incertitudes et analyse de sensibilité de type "si jamais"
- 4. Identifier les mesures de gestion de la demande en eau**
 - Revue des mesures de gestion de la demande en eau, déjà mises en œuvre ou prévues
 - Discussion sur les obstacles juridiques ou autres à la mise en œuvre des mesures recommandées
 - Identification des mesures pour une analyse plus poussée
- 5. Analyser les bénéfices et les coûts**
 - Estimation des coûts totaux de mise en œuvre et des économies d'eau anticipées
 - Evaluation de la rentabilité des mesures recommandées de gestion de la demande en eau
 - Comparaison des coûts de mise en œuvre avec les coûts d'approvisionnement en eau évités
- 6. Sélectionner les mesures**
 - Sélection des critères pour le choix des mesures de gestion de la demande en eau
 - Identification des mesures sélectionnées
 - Explication sur les mesures recommandées non retenues pour la mise en œuvre
 - Stratégie et calendrier de mise en œuvre des mesures de gestion de la demande en eau
- 7. Intégrer les ressources et modifier les prévisions**
 - Modification des prévisions sur la demande et sur la capacité d'approvisionnement en eau pour refléter les effets anticipés des économies d'eau
 - Discussion sur les économies induites dans les achats, l'amélioration et les produits additifs antérieurement planifiés
 - Discussion sur les effets des mesures prévues de gestion de la demande en eau sur les revenus du service d'eau
- 8. Présenter la mise en œuvre et la stratégie d'évaluation**
 - Approches pour la mise en œuvre et pour l'évaluation du plan de gestion de la demande en eau
 - Certification du plan de gestion de la demande en eau par l'autorité réglementant le service

L'analyse et la prévision de la demande en eau doivent reposer sur des données et des informations solides concernant l'utilisation de l'eau dans le passé (voir la figure 5.3).

Plusieurs approches permettent d'élaborer une prévision de la demande (Bolland, 1998):

- une simple extrapolation des tendances
- une extrapolation de séries échelonnées dans le temps
- des modèles à deux variables (la population et la consommation par tête étant généralement les deux principales variables)
- les modèles à multiples variables (avec plusieurs variables qui affectent l'usage de l'eau)
- des modèles de demande économétriques (modèles de corrélation de l'usage de l'eau avec des variables liées au prix et aux revenus).

Il faut utiliser les meilleures techniques de prévision de la demande. Les simples extrapolations ou les modèles à deux variables, utilisés dans le passé par les services d'eau, ne sont plus suffisants. Le système IWR-MAIN est un logiciel de pointe conçu pour la prévision de la demande et la planification de la GUDE (Opitz et al, 1998). Divers déterminants de la demande en eau sont pris en compte dont les revenus et la taille du ménage, la densité du domicile, les conditions climatiques et le prix des services d'eau (pour le secteur résidentiel), l'emploi par type d'industrie, la productivité de la main d'œuvre, le climat et le prix de l'eau (pour le secteur commercial). Le logiciel estime ensuite les économies permises dans différentes alternatives de GUDE et les incorpore dans les prévisions. On peut aussi appliquer une ACB sur ces alternatives. Des scénarios alternatifs sur l'évolution des variables sont produits pour

tester la sensibilité des prévisions en fonction de différentes hypothèses. Des prévisions peuvent aussi être élaborées pour différentes saisons ou pour différents secteurs.

Le plan doit se conclure avec une liste de mesures à mettre en œuvre dans le programme de GUDE. Le tableau 5.3. résume les options disponibles, présentées dans ce chapitre (sur la base des directives de l'EPA des Etats Unis, 1998). Les **mesures de base** sont simples et peuvent être adoptées comme un minimum par tous les services d'eau de la Méditerranée, y compris les petites agglomérations et les services d'eau disposant d'une capacité financière et humaine limitée, dans le Sud du bassin. Les **mesures intermédiaires** sont à envisager dans les villes de taille moyenne (d'environ 10 000 à 100 000 habitants), selon leurs capacités administratives et techniques. Les **mesures avancées** sont à envisager et mettre en œuvre dans les grandes villes (plus de 100 000 habitants) disposant de très bonnes capacités techniques; à ce titre, ces mesures concernent en premier lieu les villes européennes de la Méditerranée. D'autres grandes agglomérations de l'Est et du Sud du bassin, ayant des services d'eau disposant de bonnes capacités administratives et techniques, doivent également envisager ces mesures, au moins quelques unes d'entre elles.

Les services d'eau eux-mêmes sont souvent le plus grand obstacle à la mise en œuvre de plans et de mesures de GUDE. Les raisons en sont les perceptions enracinées et les habitudes professionnelles de leur personnel. Les ingénieurs hydrauliciens ont été habitués à travailler sur la gestion de l'approvisionnement en eau. Ils se sentent moins à l'aise avec les mesures "douces" de GUDE. Ils ne sont pas non plus habitués à s'interroger sur la demande du public, qu'ils considèrent comme une donnée de base. Un programme de GUDE nécessite une évolution, non seulement dans la pratique, mais également dans les mentalités, et le désir de franchir les limites traditionnelles de la discipline. La **formation et le développement des capacités** du personnel existant sont essentiels. De plus, le renouvellement du personnel doit être plus **inter-disciplinaire**. La mise en place d'une **unité ou d'un groupe de travail sur la GUDE** au sein du service sera bénéfique.

5.10 LES BESOINS EN DONNEES ET EN EVALUATION

Les services doivent comparer les coûts et bénéfices d'un programme de GUDE avec les mesures concernant l'approvisionnement en eau, alternatives à ce programme. Pour cela, des estimations fiables d'économies liées à la

GUDE sont nécessaires. L'évaluation *a priori* des technologies économes en eau, telles que celles données dans le tableau 5.2., n'est pas fiable. Des façons particulières d'utilisation peuvent affecter leur efficacité (par exemple, une double ou triple activation de la chasse d'eau peut annuler les économies escomptées avec des toilettes à faible chasse, Baumann and Bolland, 1998). Les estimations basées sur des observations empiriques ignorent souvent d'autres variables importantes qui peuvent également avoir affecté la demande. Les estimations d'économie d'eau établies en termes de variation du pourcentage de la quantité globale d'eau négligent le fait que l'on ne peut attendre de la mesure d'économie qu'elle s'applique avec la même efficacité à toutes les classes d'utilisateurs d'eau (Baumann and Bolland, 1998).

L'incertitude peut être réduite avec la mise en place d'une **base d'information** suffisante et avec l'évaluation des résultats de précédents programmes de GUDE. Une évaluation précise nécessite que l'impact des mesures de GUDE soit distinct des autres variables qui influent sur la demande (climat, niveau des activités consommatrices d'eau, prix, revenus, mixité de l'habitat, etc.). On peut se référer aux travaux de Opitz et Dziegielewski (1998) concernant diverses méthodes d'évaluation pertinentes et diverses pistes d'amélioration de la fiabilité des estimations. Il s'agit d'un effort continu de recherche et de développement de méthodes. Ces dernières doivent correspondre au contexte et aux besoins des utilisateurs. Par exemple, la plupart des évaluations disponibles viennent des Etats-Unis, où les modes d'usage de l'eau (et le potentiel d'économie d'eau) sont très différents de ceux des zones urbaines du littoral de la Méditerranée.

Un **programme de suivi de l'utilisation de l'eau** est nécessaire pour la conception des mesures de GUDE et comme base de départ pour l'évaluation "ex-post" des programmes de GUDE. La consommation mensuelle d'eau des différents groupes d'utilisateurs doit être suivie et les facteurs principaux qui affectent les modes d'usage de l'eau, évalués en permanence.

Le programme de suivi facilite l'élaboration de programmes de GUDE taillés sur mesure pour des usages spécifiques. Des études spéciales et des analyses périodiques pour évaluer des groupes/programmes particuliers peuvent apporter un complément à un programme global de suivi.

Les résultats des évaluations et des programmes de suivi doivent être mis à disposition dans des bases de données partagées afin que ceux qui souhaitent mettre en place un nouveau programme de GUDE aient accès à l'information nécessaire. A titre

MESURES	← MESURES AVANCEES →		
	← MESURES INTERMEDIAIRES →		→
	← MESURES DE BASE →		
Comptage pour tous	<ul style="list-style-type: none"> Comptage à la source Comptage et relevé au raccordement au réseau Comptage de l'eau à usage public 	<ul style="list-style-type: none"> Relevé des compteurs à intervalles fixes Analyse de la précision des compteurs 	<ul style="list-style-type: none"> Test, étalonnage, réparation et remplacement des compteurs
Comptabilisation de l'eau et maîtrise des pertes	<ul style="list-style-type: none"> Comptabilisation des pertes d'eau Réparation des fuites connues 	<ul style="list-style-type: none"> Analyse de l'eau non comptabilisée Audit du système d'eau Stratégie de détection et de réparation des fuites Détection automatisée / télémetrie 	<ul style="list-style-type: none"> Prévention des pertes et programme proactif de restauration/ renouvellement
Coûts et tarifs	<ul style="list-style-type: none"> Comptabilisation des coûts de service Coûts à la charge des usagers Tarifs volumétriques 	<ul style="list-style-type: none"> Analyse des coûts Tarifs incitatifs 	<ul style="list-style-type: none"> Méthodes élaborées de détermination des prix Compteurs "intelligents"
Information et éducation	<ul style="list-style-type: none"> Facture d'eau compréhensible Information aux clients sur les économies d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> Facture informative Inserts dans la facture d'eau Programme dans les écoles Programme d'éducation du public 	<ul style="list-style-type: none"> Atelier public/acteurs concernés sur les économies d'eau Comité consultatif sur les économies d'eau
Audits de l'utilisation de l'eau		<ul style="list-style-type: none"> Audits des gros consommateurs Audits de grands espaces paysagés 	<ul style="list-style-type: none"> Audits ciblés d'utilisateurs finaux
Modernisation		<ul style="list-style-type: none"> Kits de modernisation, mis à la disposition des usagers 	<ul style="list-style-type: none"> Distribution de kits de modernisation Programmes ciblés vers des groupes d'utilisateurs choisis
Gestion de la pression		<ul style="list-style-type: none"> Gestion de la pression à l'échelle du système 	<ul style="list-style-type: none"> Usage sélectif de vannes réductrices de pression
Maîtrise paysagiste		<ul style="list-style-type: none"> Promotion de paysagisme économe Sous-comptage sélectif de l'irrigation 	<ul style="list-style-type: none"> Planification et rénovation des parcs et jardins Gestion de l'irrigation
Remplacements et promotions			<ul style="list-style-type: none"> Remises et mesures incitatives (clientèle non-résidentielle) Remises et mesures incitatives (résidentielle) Promotion des nouvelles technologies
Réutilisation et recyclage			<ul style="list-style-type: none"> Applications industrielles Applications en irrigation de grande échelle Applications résidentielles choisies
Réglementation de l'usage de l'eau			<ul style="list-style-type: none"> Normes et réglementations sur l'usage de l'eau Demande pour de nouvelles réglementations
Gestion améliorée de l'approvisionnement			<ul style="list-style-type: none"> Modélisation - meilleure planification/allocation des prélèvements Réduction des déperditions dans les réservoirs, canaux, etc.

Tableau 5.3
Les mesures de gestion de la demande en eau
(adaptées de l'EPA, 1998)

d'exemple, en Angleterre et au Pays de Galles, un centre national de la gestion de la demande en eau (National Water Demand Management Centre) a été mis en place comme **maison de l'information**. En Méditerranée, le **Plan Bleu** pourrait assurer ce rôle. Ce point est crucial car la plupart des informations disponibles sur la GUDE viennent de contextes très différents (par exemple, les Etats-Unis, le Royaume Uni) de ceux des villes de la Méditerranée.

6. LES TECHNOLOGIES DU CYCLE URBAIN DE L'EAU

Ce chapitre présente quelques technologies multifonctionnelles récentes pour la gestion de l'alimentation en eau, de l'assainissement et du drainage. Dans un premier temps, les technologies du cycle urbain de l'eau sont définies, et leur différence par rapport aux technologies de l'hydraulique urbaine traditionnelle est soulignée. Ensuite, différents types de technologie sont présentés, et leurs avantages, inconvénients et applicabilité, discutés. Ce chapitre se termine sur une présentation des politiques nécessaires à l'adoption de ces technologies innovantes.

6.1 DEFINITION DES TECHNOLOGIES DU CYCLE URBAIN DE L'EAU

Les technologies du cycle urbain de l'eau permettent:

- de **"boucler"** le cycle urbain de l'eau, et/ou
- de tirer profit des procédés naturels du cycle de l'eau et des **services rendus par les écosystèmes** et/ou
- de contribuer aux **multiples fonctions** des systèmes d'eau (alimentation en eau, traitement des eaux usées, gestion des eaux pluviales/ protection contre les inondations) et des écosystèmes urbains (paysagisme, protection de l'environnement et des écosystèmes, etc.)

Les innovations dans les technologies traditionnelles (comme l'amélioration des traitements et des contrôles), bien qu'importantes, ne sont pas traitées en détail dans ce chapitre (voir la brève synthèse de l'encadré 6.1.). Ces Directives mettent l'accent sur les nouvelles approches intégrées et multifonctionnelles. Divers types de technologies innovantes sont présentés ci-dessous. La classification n'est que partiellement pertinente. Certaines technologies peuvent appartenir à plus d'une catégorie puisque la multi-fonctionnalité est une caractéristique majeure des technologies examinées.

Une approche intégrée du cycle urbain de l'eau signifie la combinaison de diverses technologies avec l'appui de la planification, de la réglementation et de l'économie. L'utilisation de technologies du cycle de l'eau doit être une dimension intégrée dans le processus de plan directeur de l'eau (voir le chapitre 5 du volume 1) et doit être intégrée dans la planification physique par le biais d'un **urbanisme respectueux de l'eau**.

6.2 LE RECYCLAGE CENTRALISE DES EAUX USEES

Le traitement centralisé des eaux usées bénéficie désormais de diverses innovations technologiques (voir l'encadré 6.1). Le traitement avancé des eaux usées comprend une combinaison de procédés physiques, chimiques et biologiques, et d'opérations destinées à éliminer les matières en suspension

et dissoutes: matière solide, matière organique, métaux, nutriments et agents pathogènes (voir l'encadré 6.2). A l'heure actuelle, les eaux usées récupérées sont surtout utilisées pour l'irrigation des terres agricoles, des parcs et des terrains de golf (voir l'encadré 6.3). Il existe toutefois un nombre croissant d'applications pour les chasses d'eau, le refroidissement, la lutte anti-incendie et l'augmentation des débits des cours d'eau. L'amélioration du niveau de traitement et de sa sécurité permettront dans l'avenir de mélanger les eaux récupérées avec des eaux primaires ou leur distribution par le biais de réseaux séparés (Asano, 1999). Les eaux usées récupérées peuvent également servir à recharger les nappes phréatiques.

6.3 LE TRAITEMENT NATUREL DES EAUX USEES

Des écosystèmes naturels ou artificiels peuvent servir pour le traitement avancé des eaux usées, leur rejet et même leur récupération en toute sécurité. Des zones humides notamment (une situation que l'on retrouve sur certaines zones du littoral méditerranéen) peuvent être utilisées ou artificiellement construites pour aider au traitement des eaux usées. Ces techniques contribuent en plus à l'amélioration des paysages, à la préservation de l'environnement et à la création d'habitats pour la faune (dont des activités commerciales de pêche).

Une zone humide artificielle est composée d'un bassin avec un revêtement étanche, rempli d'un matériau et pourvu de plantes aquatiques, ce qui lui donne l'aspect d'une zone humide naturelle (voir la figure 6.1). Les plantes utilisées comprennent de la végétation comme des roseaux et lentilles d'eau dans les régions chaudes. Il est préférable d'utiliser des plantes indigènes plus résistantes aux conditions climatiques locales (Burkhard et al, 2000). Les *zones humides à écoulement libre* présentent une surface en contact avec l'atmosphère. Dans les *zones humides à écoulement enfoui*, l'écoulement se fait sous la couche de gravier du bassin construit. Ces deux types présentent d'excellents rendements en termes de DCO, DBO, élimination des matières solides totales en suspension, ainsi que pour l'élimination

ENCADRE 6.1
LES NOUVELLES TECHNOLOGIES POUR LE
TRAITEMENT TRADITIONNEL DES EAUX
USEES (source: STOA, 2000)

Traitement préliminaire

- **Séparateurs hydrodynamiques** - piègent jusqu'à 95% des particules solides

Traitement primaire

- **Séparateurs lamellaires** - favorisent la décantation et le débouillage des boues déposées
- **Sédimentation chimiquement assistée (SCA)** - utilisation de coagulants et floculants pour améliorer la sédimentation

Traitement secondaire

- **Boues activées**
 - Systèmes d'aération hybrides - combinant des systèmes de diffusion d'air par fines bulles et des systèmes d'aération mécanique en surface pour optimiser l'efficacité de l'aération
 - Apport d'oxygène pur - introduit dans les eaux, il augmente potentiellement d'un facteur 5 les niveaux d'oxygène dans ces eaux
 - Puits profond - un puits de 50 m ou plus, divisé pour permettre la circulation des eaux
 - Bioréacteurs à membrane - système de boues activées modifié avec séparation physique plutôt que sédimentation
- **Filtration biologique** - utilisation de micro-organismes pour l'oxydation biochimique des impuretés présentes dans les eaux usées décantées
- **Filtres aérés biologiques submergés** - procédé hybride boues activées/filtre biologique utilisant le sable pour produire des effluents traités de haute qualité

Traitement tertiaire

- **Systèmes à lit de roseaux** - zone humide construite pour le traitement tertiaire des effluents
- **Désinfection**
 - Irradiation aux ultraviolets - utilise l'effet bactéricide de la lumière UV pour désinfecter les effluents secondaires
 - Sédimentation chimiquement assistée (SCA) - distincte de la sédimentation; appliquée dans le traitement tertiaire, elle améliore significativement l'élimination des micro-organismes et jusqu'à 99% des virus indigènes
 - Microfiltration - l'utilisation de membranes avec des pores d'environ 0,2 µm améliore considérablement l'élimination de bactéries indicatrices telles que salmonelle, *staphylococcus aureus* et *pseudomonas aeriginosa*

Traitement avancé

- **Abattement de l'azote**
 - Boues activées - zone de dénitrification (anoxique) pour un abattement de 50% du N total
 - Filtres à lit profond - dénitrification au moyen de techniques de films fixes
- **Abattement du phosphore**
 - Boues activées - zones ou réacteurs aérobies, anoxiques et anaérobies où le phosphore est éliminé par l'assimilation abondante de bactéries polyP dans des conditions aérobies puis libéré à nouveau dans des conditions anaérobies
- **Apports chimiques** - élimination des nutriments par apport de précipitants chimiques tels que des sels de fer

des métaux et polluants organiques persistants. Les temps de séjour prolongés augmentent les taux d'abattement d'azote et de phosphore. Les zones humides à écoulement enfoui se prêtent mieux aux applications en zone urbaine, en raison de leur taille plus restreinte, de l'absence de contact physique ainsi que de problèmes évités de moustiques et d'insectes.

Une zone humide artificielle type peut traiter jusqu'à environ 300 000 litres/jour. Elle assure un traitement avancé, et les effluents traités peuvent être transférés vers des zones humides naturelles et des écosystèmes, rejetés sans risque en mer, ou réutilisés. Il faut toutefois plus de terrain que pour une station traditionnelle d'épuration des eaux

usées, ce qui limite leur utilisation en zone urbaine dense ou en zone littorale à forte valeur foncière. La technologie se prête mieux aux nouveaux aménagements urbains sur le littoral. Toutefois, les coûts d'investissement et de fonctionnement sont plus faibles que ceux des traitements traditionnels (environ ¼ par volume unitaire traité) (EPA, 2000). Un avantage supplémentaire réside dans le fait que les zones humides peuvent servir d'habitats et contribuer à l'agrément du paysage.

Les "**machines vivantes (living machines)**" reproduisent les processus se déroulant dans les écosystèmes naturels, d'une manière contrôlée dans une série de grands bassins, afin de produire des effluents équivalents à ceux d'un traitement

ENCADRE 6.2
OPERATIONS ET PROCÉDES UTILISES DANS LA
RÉCUPERATION DES EAUX USEES (Asano, 1999)

Procédé	Description	Application
Séparation solide/liquide		
Coagulation	Apport de produits chimiques destinés à déstabiliser les colloïdes et les matières en suspension	Favorise la déstabilisation des particules afin d'améliorer la floculation et l'élimination des matières solides
Floculation	Agrégation des particules	Agglomération des particules en amont des opérations de séparation liquide/solide
Filtration	Élimination des particules par un matériau granulaire	Élimination des particules > 3 µm environ
Sédimentation	Décantation gravitaire de particules, de floc chimique et de matières précipitées.	Séparation liquides/solides
Traitement biologique		
Traitement biologique aérobie	Métabolisme biologique des eaux usées et des matières solides par les micro-organismes dans un bassin d'aération	Incorporation et élimination de matières organiques des eaux usées par synthèse dans des cellules microbiennes et par le CO ₂ et l'H ₂ O
Bassin d'oxydation	Bassin de 60 à 90 cm de profondeur pour le mélange, la pénétration de la lumière solaire ainsi que l'oxydation et la photosynthèse par les algues	Réduction des matières solides en suspension, de la DBO, des bactéries fécales et de l'ammoniaque
Désinfection	Inactivation ou élimination d'organismes pathogènes au moyen de produits chimiques oxydants, de lumière UV, de produits chimiques caustiques, de chaleur ou de procédés de séparation physique.	Protection de la santé publique
Traitement avancé		
Charbons actifs	Procédés par le biais desquels les contaminants sont physiquement adsorbés à la surface des charbons	Élimination des composés organiques hydrophobes
Lavage à l'air (Stripping)	Les eaux usées passent au travers d'une garniture dans laquelle de l'air forcé est aspiré pour extraire l'ammoniaque et les composants organiques volatiles des gouttes d'eau	Élimination de l'azote ammoniacal et de certains composants organiques volatiles
Echange ionique	Echange d'ions entre une résine d'échange et de l'eau par écoulement dans un réacteur	Adoucissement et élimination des agents contaminants ioniques ciblés; efficace pour l'élimination des cations tels que le calcium, le magnésium, le fer, et des anions tels que les nitrates
Traitement à la chaux	Utilisation de la chaux pour précipiter, en pH élevé, divers cations et métaux de l'eau et des eaux usées	Utilisé pour stabiliser l'eau traitée à la chaux et pour réduire son potentiel de formation de croûtes
Procédé par membrane et osmose inverse	Procédé par membrane utilisant la pression pour séparer les impuretés, les colloïdes et les ions de l'eau, sur la base de l'exclusion granulométrique ou de la diffusion moléculaire	Élimination des impuretés, des bactéries, des virus et des sels dissous de l'eau et des eaux usées.

ENCADRE 6.3
CATEGORIES DE REUTILISATION DES
EAUX USEES ET LEURS CONTRAINTES
POTENTIELLES (Asano, 1999)

Catégories de réutilisation	Contraintes potentielles
Irrigation agricole: irrigation des cultures et des pépinières commerciales	<ul style="list-style-type: none"> • Effet de la qualité de l'eau, notamment les sels, sur le sol et les cultures • Commercialisation des produits agricoles et acceptation par le public • Pollution des eaux de surface et souterraines en cas de mauvaise gestion
Irrigation des espaces verts : <ul style="list-style-type: none"> • parcs • cours d'école • rond-points • terrains de golf • cimetières • ceintures vertes • zones résidentielles 	<ul style="list-style-type: none"> • Aspects de santé publique liés aux agents pathogènes (bactéries, virus et parasites)
Réutilisation industrielle : <ul style="list-style-type: none"> • refroidissement • alimentation de chaudières • eau de process • gros œuvre 	<ul style="list-style-type: none"> • Composants des eaux usées récupérées pouvant engendrer l'encrassement, la corrosion, la croissance biologique et la souillure • Aspects de santé publique, notamment la transmission d'agents organiques et pathogènes par aérosol dans les eaux de refroidissement, et d'agents pathogènes dans les diverses eaux de process
Recharge des nappes phréatiques : <ul style="list-style-type: none"> • Reconstitution des eaux souterraines • Lutte contre l'intrusion saline • Maîtrise des baisses de niveau 	<ul style="list-style-type: none"> • Eléments organiques traces dans les eaux usées récupérées et leurs effets toxicologiques • Matières dissoutes totales, métaux et agents pathogènes dans les eaux usées récupérées
Utilisation pour les loisirs et l'environnement : <ul style="list-style-type: none"> • Lacs et étangs • Amélioration des marais • Augmentation des débits de cours d'eau • Pêcheries • Création de neige artificielle 	<ul style="list-style-type: none"> • Aspects de santé liés à la présence de bactéries et de virus • Eutrophisation par les nutriments • Aspects esthétiques, dont les odeurs
Utilisations urbaines non potables : <ul style="list-style-type: none"> • Lutte anti-incendie • Climatisation • Chasse de toilettes 	<ul style="list-style-type: none"> • Aspects de santé publique liés à la transmission d'agents pathogènes par les aérosols • Effet de la qualité de l'eau sur l'encrassement, la corrosion, la croissance biologique et la souillure • Risques de connexion avec le réseau d'eau potable
Réutilisation en eau potable (eau repurifiée) : <ul style="list-style-type: none"> • Mélange pour la fourniture d'eau • Fourniture directe en canalisation 	<ul style="list-style-type: none"> • Eléments organiques traces dans les eaux usées récupérées et leurs effets toxicologiques à long terme • Esthétique et acceptation par le public • Aspects de santé publiques liés à la transmission d'agents pathogènes, dont les virus

*Disposés en ordre décroissant de volume utilisé

tertiaire. Le traitement préliminaire dans une fosse septique est suivi d'un traitement aérobie dans des réacteurs fermés puis ouverts dans lesquels des macrophytes se développent dans les eaux usées et, avec d'autres micro-organismes, contribuent à la réduction de la charge polluante. L'eau passe ensuite dans la phase de clarification où les matières solides restant se décantent, puis

elle s'écoule sur les lits fluidisés écologiques où la dénitrification se fait à travers un filtre à matériau grossier (Burkhard *et al*, 2000). Une station type de "machines vivantes" traite jusqu'à 3,8 millions de litres/jour. Les effluents peuvent être rejetés dans les milieux aquatiques locaux, ou recyclés et réutilisés pour diverses applications non potables. Les "machines vivantes" sont esthétiquement

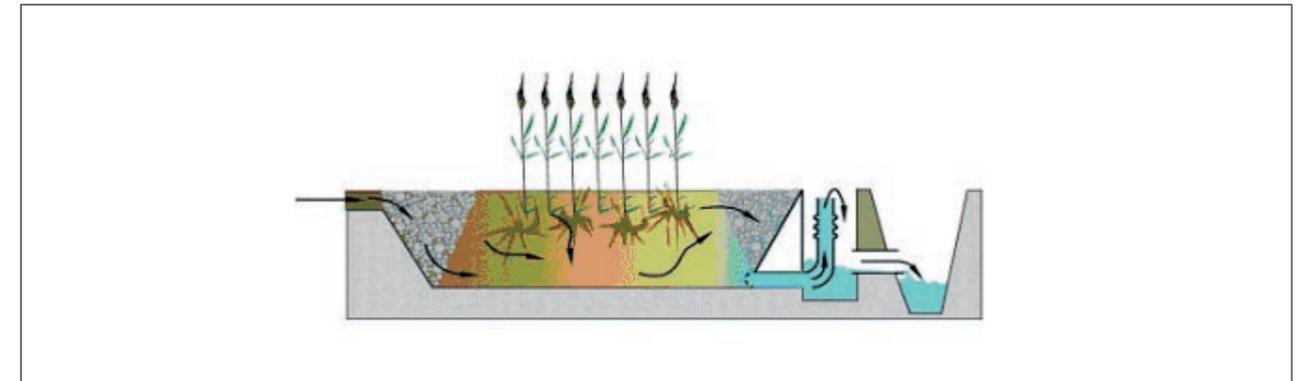


Figure 6.1
 Représentation schématique d'une zone humide artificielle
 (UNEP-IETC, 2002)

plaisantes et peuvent aisément être incorporées dans le paysage, notamment sous les climats méditerranéens chauds où leur construction ne nécessite pas de serres (EPA, 2001). Un avantage supplémentaire réside dans le fait qu'elles ne produisent pas d'odeurs déplaisantes. Toutefois, comme pour les zones humides artificielles, elles nécessitent beaucoup de place. Les coûts d'investissement, d'exploitation et de maintenance sont élevés mais comparables par unité d'eau traitée à ceux des unités traditionnelles d'épuration des eaux usées (EPA, 2001).

Le traitement des eaux usées peut également être combiné avec la mise en place d'habitats pour l'aquaculture. Les effluents prétraités ou provenant de traitement secondaire alimentent de grands bassins. Les nutriments qu'ils contiennent fertilisent les plantes aquatiques et les planctons, qui à leur tour nourrissent les poissons (Burkhard *et al*, 2000). Les polluants et les matières solides en suspension sont éliminés efficacement et la DBO est abaissée. L'aquaculture peut être développée le long du littoral et à proximité des villes, en utilisant les effluents provenant de stations de traitement localisées ou centralisées. Cela fonctionne particulièrement bien dans les climats tempérés chauds. En raison de sa grande emprise au sol, cette technique induit des coûts d'investissement élevés. Cette pratique exige de la main d'œuvre, a des coûts d'exploitation et de maintenance élevés, mais elle permet des revenus avec la production de poissons. Des précautions et des surveillances supplémentaires sont nécessaires pour éviter que les risques de santé publique n'augmentent les coûts de fonctionnement.

6.4 LE TRAITEMENT LOCALISE DES EAUX USEES

Les unités de traitement localisé peuvent traiter les eaux usées à proximité de leur lieu de production et réduisent la charge ou le besoin en traitement centralisé des eaux usées. Il existe des technologies applicables aux maisons individuelles. Leurs coûts d'investissement élevés limitent, pour l'instant, l'utilisation répandue d'unités technologiques avancées en Méditerranée. Des solutions plus simples, basées sur une logique similaire, peuvent toutefois être proposées, même à des ménages pauvres en zone urbaine (rurale-urbaine), et même sur la rive Sud de la Méditerranée. Sur un plan économique, les traitements localisés sont particulièrement intéressants pour les industries, les petites villes, les immeubles d'habitation et les bâtiments commerciaux/institutionnels. En zone urbaine sur le littoral méditerranéen, ils peuvent constituer une solution viable pour de nouveaux aménagements péri-urbains ou touristiques éloignés des centres-villes. Ainsi, il peut être demandé aux hôtels et immeubles d'habitation d'installer leur propre traitement des eaux usées si le système central n'est pas en mesure de traiter des eaux usées supplémentaires (notamment, ils conviennent pour des petites agglomérations dont les capacités de traitement sont limitées ou inexistantes). Généralement, les effluents sont de bonne qualité mais doivent subir d'autres traitements pour pouvoir être réutilisés.

Les "réacteurs discontinus en séquence (sequence batch reactor - SBR)" sont des usines miniatures de traitement à boues activées. Les eaux usées sont traitées par séquence (procédé discontinu). Ces traitements fonctionnent suivant le même principe que le traitement biologique par boues activées. Ils traitent les effluents domestiques avec un bon rendement (environ 98% DBO et élimination des matières solides), incluant l'élimination du phosphore et la dénitrification. Ils constituent une solution idéale pour les débits faibles ou moyens

Charges annuelles Kg/(P*an)	Volume L/(P*an)	Eaux grises 25,000-100,000	Urine ~500	Selles~50 (option: addition de déchets biologiques)
N	~4-5	~3%	~87%	~10%
P	~0,75	~10%	~50%	~40%
K	~1,8	~34%	~54%	~12%
DCO	~30	~41%	~12%	~47%
		Traitement	Traitement	Unité de biogaz Compostage
		↓ Réutilisation/ Cycle de l'eau	↓ Engrais	↓ Amendement des sols

Tableau 6.1
Charges de pollution dans des échantillons d'eaux usées
d'origine domestique (Matsui *et al*, 2001)

(37-750 m3/jour). Ils sont appropriés au traitement d'eaux usées de haute qualité *in situ*, là où la place est limitée. Leurs exigences en maintenance sont considérables, équivalentes (par volume traité) à ceux des grandes stations de traitement. Leur coût d'investissement n'est pas prohibitif. Les performances sont comparables à celles des systèmes traditionnels à boues activées. Ces réacteurs peuvent être combinés avec des systèmes de filtration ou autres, et produire des effluents de qualité compatible avec la réutilisation ou la recharge des nappes phréatiques (Burkhard *et al*, 2000, EPA, 2001).

Les "biofiltres" combinent le traitement à boues activées et le filtre à recirculation. Après décantation initiale, les eaux usées sont dirigées vers une chambre de traitement et s'écoulent au travers de boues activées aérées où elles se "décomposent" (Burkhard *et al*, 2000). Cela permet d'obtenir de très faibles DBO mais des traitements supplémentaires sont nécessaires pour éliminer le phosphore et l'azote. Les biofiltres sont utilisés au mieux à des débits inférieurs à 379 m3/jour. Les sites d'application doivent être correctement drainés et situés à 30 mètres minimum de toute zone résidentielle, en raison des odeurs produites par le procédé d'aération. Le coût d'investissement d'un biofiltre peut être notablement élevé. Bien que les parties mécaniques nécessitent un entretien régulier, les coûts de fonctionnement sont raisonnables. Toutefois, les coûts globaux de traitement sont environ cinq fois supérieurs à ceux d'un traitement SBR équivalent.

Un système de tranchées inversées comprend une (ou plusieurs) fosse(s) septique(s) de pré-traitement suivie(s) de deux cellules "Ecomax" dans lesquelles s'effectue le traitement principal. Les eaux usées arrivent dans des puits d'infiltration ou des drains de lixiviation situés dans les cellules, puis elles passent sous les drains dans un matériau de traitement fait de sol amendé, pourvu à sa surface inférieure d'une

membrane imperméable et d'une couverture végétale en surface. Les effluents sont, soit collectés dans un drain pour recyclage, soit - par temps chaud - traités par évapotranspiration à travers la couverture végétale. Les effluents sont d'une excellente qualité et, bien que non potables, ils peuvent être réutilisés ou recyclés. L'addition de résidus de boues rouges dans le sol amendé permet d'obtenir des taux d'abattement du phosphore de près de 99%, supérieurs à tout autre système biologique. Ce système est adapté aux ménages car son emprise au sol n'est que de 100 m² environ. A une plus grande échelle, il peut être utilisé pour des ensembles d'habitations. En l'absence de pièces mécaniques, et du fait que la plus grande partie du procédé se fait par gravité, les coûts d'exploitation et de maintenance sont faibles (limités au remplacement de la pompe de la fosse septique tous les quatre ans). Le coût d'investissement est généralement inférieur à ceux des unités de traitement biologique qui comprennent des pièces mécaniques (Bowman, 1996). Cependant, il représente une dépense considérable pour le ménage moyen méditerranéen. Ce système serait plus approprié pour des ménages à hauts revenus qui consomment beaucoup d'eau en extérieur, dans des zones littorales ou péri-urbaines soumises au stress hydrique où le prix de l'eau est très élevé.

6.5 SEPARATION A LA SOURCE ET SYSTEMES MULTIPLES D'ASSAINISSEMENT

La ségrégation à la source des effluents ménagers peut permettre de produire des effluents présentant un potentiel amélioré de traitement et de réutilisation. On fait une distinction fondamentale entre les **eaux noires** (effluents de toilettes) et les **eaux grises** (autres effluents ménagers). Les toilettes séparatives séparent encore les eaux noires en deux fractions: les **eaux jaunes** (urine) et les **eaux brunes** (excréments) (Matsui *et al*, 2001). La séparation des eaux usées

à la source réduit les besoins de traitement et augmente les options de récupération et de réutilisation des nutriments/énergie (voir le tableau 6.1). Le traitement et le recyclage peuvent se faire de façon, soit décentralisée (c'est-à-dire à proximité des habitations individuelles, collectives ou à l'échelle municipale), soit plus centralisée par le biais de multiples systèmes de collecte. Ces derniers peuvent être très coûteux car ils nécessitent l'installation, l'exploitation et la maintenance de réseaux séparés.

La séparation des eaux grises et des eaux noires nécessitent des plomberies séparés dans les domiciles. La séparation des eaux jaunes et des eaux brunes peut être faite dans des toilettes "séparatives" (**toilettes à détournement d'urine**). Il faut encore une autre division du système d'assainissement (Vinnerås and Jönsson, 2002). Les toilettes "séparatives" disposent d'une petite cuvette dans la cuvette principale pour recueillir les urines qui sont stockées dans des bacs en plastique avant d'être transférées vers une unité de traitement des nutriments pour récupérer ces derniers (Matsui *et al*, 2001). Ce système peut être installé dans de nouveaux immeubles mais également dans des ensembles existants.

Les eaux grises séparées ne contiennent pas de nutriments en excès. Elles peuvent être dirigées vers un traitement central par un réseau d'eaux grises. Un simple traitement biologique est suffisant. Il est également possible de traiter et de réutiliser les eaux grises sur place. Les eaux grises traitées peuvent être utilisées pour l'irrigation ou pour les chasses d'eau, même avec un traitement minimum. Le traitement sur place peut être combiné avec l'arrosage des jardins. La réutilisation des eaux grises est économiquement plus intéressante dans des habitations collectives plutôt que dans des habitations individuelles. Un problème des eaux grises est le fait que leur stockage en vue d'utilisation peut favoriser la croissance bactériologique. De plus, les eaux grises peuvent contenir des agents pathogènes fécaux provenant d'effluents de douche et de machine à laver le linge, ce qui nécessite un traitement biologique pour des utilisations plus avancées. Elles peuvent également contenir une forte quantité de produits chimiques ménagers qui réduisent leur utilité: des politiques de maîtrise des produits chimiques ménagers pourront élargir le domaine d'utilisation des eaux grises.

Il existe beaucoup de technologies pour recycler les eaux grises, depuis des systèmes très simples pour un foyer jusqu'aux unités de traitement avancé pour de plus grandes utilisations. Le système le plus simple comprend une filtration grossière et la désinfection au chlore ou au brome. Toutefois, la désinfection sera inadéquate si les eaux grises sont

plus polluées (Jefferson *et al*, 1999). Il faudra avoir recours à des options plus avancées, des systèmes physiques et physico-chimiques utilisant la filtration profonde, du sable et/ou des membranes, la coagulation et l'oxydation avancée. Les effluents ont une charge en polluants organiques et une turbidité notablement réduites. Toutefois, des problèmes de qualité peuvent surgir si les membranes ne sont pas régulièrement nettoyées. Les biofilms peuvent constituer un traitement encore plus avancé et donner des effluents d'une meilleure qualité (DBO et DCO réduites, agents pathogènes non détectables). Leurs performances sont fiables et meilleures que celles des membranes physiques, mais elles coûtent plus cher.

La digestion anaérobie des eaux noires avec récupération d'énergie dans une petite unité de biogaz peut être un bon choix sous des climats chauds tels que ceux de la Méditerranée, surtout s'il est possible de les mélanger avec des déchets de cuisine. Cela peut produire un compost pour les jardins ou l'agriculture. Une bonne conception puis exploitation de l'unité de biogaz sont essentielles. Un traitement physique (membrane) ou chimique n'est pas envisageable car le séchage consommerait trop d'énergie et les excréments poseraient trop de problèmes aux membranes (Matsui *et al*, 2001). Les eaux noires doivent contenir aussi peu d'eau que possible. Des toilettes "séparatives" ou des toilettes "haute technologie à évacuation sous vide" avec transport des eaux sous vide peuvent être utilisées (Matsui *et al*, 2001).

Le traitement des eaux brunes (excréments peu dilués sans urine) est moins sophistiqué. Les principales options sont la digestion anaérobie et le compostage. Sous les climats méditerranéens chauds avec ensoleillement toute l'année, la dessiccation est également possible. Le traitement à domicile peut comporter une simple conduite gravitaire vers un composteur ou une toilette à dessiccation. Dans les systèmes centralisés, l'eau provenant des toilettes "séparatives" circule dans des conduites séparées et elle est traitée dans une unité combinée à deux chambres de déshydratation et de compostage. Pour les zones à forte densité de population, un système compact peut être conçu sur la base des toilettes "séparatives" sous vide ou tout autre toilette à très basse consommation d'eau (Matsui *et al*, 2001).

Les urines contiennent un fort taux de nitrates et de phosphates (1,5-2kg et 0,15-0,2kg respectivement), ce qui en fait un bon substitut aux engrais traditionnels, produits avec une forte consommation d'énergie (nitrate) ou extraits de mines (phosphate), utilisés dans les jardins et en agriculture. L'élimination de ces substances dans les eaux usées réduit le risque d'eutrophisation dans les eaux réceptrices des effluents (Sonesson

et al, 2000). Un simple stockage de six mois suffit pour diminuer les agents pathogènes et dégrader les résidus médicaux. L'application aux terrains et le mélange avec la terre arable constituent la meilleure façon de réduire les pertes en azote. Il est nécessaire de diluer avant utilisation sur des végétaux pour éviter les dommages (Matsui et al, 2001). En vue de faciliter le stockage, le transport et l'utilisation, il est possible de concentrer l'effluent par le biais de parois poreuses et des sels de cristallisation en surface. La technologie de séparation des urines est nouvelle et son coût relativement élevé, auquel il faut ajouter les coûts de construction d'un double système d'assainissement et les coûts de transport.

6.6 LA COLLECTE DOMESTIQUE DES EAUX DE PLUIE

Rainwater harvesting for direct use in drinking La collecte des eaux de pluie à des fins alimentaires ou ménagères est une technique dont la tradition remonte à plusieurs millénaires dans différentes régions de la Méditerranée. Aujourd'hui, cette méthode est à nouveau perçue comme une opportunité significative de gestion décentralisée et collective de l'eau pour surmonter les problèmes de pénurie (Butler and Maksimović, 2000). La collecte peut se faire au niveau d'une habitation individuelle, du quartier, de la municipalité ou de la ville (ce dernier point est étudié ci-dessous dans les techniques de gestion des eaux pluviales). L'économie d'eau potable obtenue par la collecte des eaux de pluie peut représenter jusqu'à 50% de la consommation d'un ménage (estimations pour l'Allemagne, König, 1999).

Dans le système le plus simple concernant une habitation, l'eau est collectée à partir du toit et transférée par gravité par un simple tuyau vers un réservoir au sol ou enterré (voir la figure 6.2). Pour éviter les débris et autres polluants venant du "lavage" du toit, des dispositifs de "premier flux d'orage" peuvent être mis en place pour détourner les premiers écoulements vers le système d'assainissement. Avant son stockage, l'eau de pluie doit être filtrée, et pour cela, des filtres de bonne qualité nécessitant peu d'entretien sont recommandés (König, 1999). Après filtration, l'eau collectée peut, soit être stockée dans des réservoirs généralement enfouis, soit alimenter un puits ou autre dispositif d'infiltration pour recharger la nappe. Ce système peut être mis en place dans les nouveaux aménagements, habitat individuel ou collectif, mais peut aussi faire l'objet d'une "modernisation" dans des ensembles ou bâtiments existants. Bien que l'eau de pluie soit généralement de bonne qualité, la pollution atmosphérique urbaine et globale (pluies acides) peut en limiter l'utilisation alimentaire. L'eau collectée peut être

utilisée pour les sanitaires, le lavage des vêtements, le nettoyage en général et l'arrosage des jardins. Il est généralement conseillé de bien séparer la collecte des eaux de pluie et la distribution d'eau potable (König, 1999).

Le système simple de collecte de pluie sur le toit convient pour les habitations individuelles. Des systèmes plus consistants seront nécessaires pour de plus gros utilisateurs publics ou privés. Les aéroports se prêtent bien à l'installation de systèmes de collecte d'eau de pluie pour leur autosuffisance en eau car ils ont de grands bassins d'infiltration. Des systèmes de collecte montés sur les toits ont été testés sur de bâtiments élevés dans des villes d'Asie. Des toitures légères collectent l'eau stockée dans des citernes séparées à des fins non-potables dans les étages supérieurs. Un avantage supplémentaire de l'utilisation de l'eau de pluie dans les bâtiments élevés est la réduction des coûts d'énergie pour le pompage (Appan, 1999).

Le coût et le retour sur investissement d'un système de collecte des eaux de pluie varie notablement en fonction du contexte local. Grossièrement, le coût d'investissement d'un système de base pour une habitation individuelle se situe dans une fourchette de 1000 à 5000 euros. L'amortissement se fait en 10 à 20 ans selon le prix de l'eau. Il faut compter une toiture de 140 m² pour une famille de 4 personnes consommant 120 litres d'eau par jour et par personne. La rentabilité économique de la collecte d'eau de pluie est meilleure avec des activités commerciales grosses consommatrices d'eau, telles que les compagnies de transport ou les maraîchers, et avec de grandes surfaces de toiture (König, 1999). En plus de l'alimentation en eau, la collecte des eaux de pluie offre d'autres avantages comme la réduction des ruissellements d'orage et une première séparation des déchets dans les eaux pluviales.

6.7 LA COLLECTE, L'INFILTRATION ET LA RETENTION DES EAUX PLUVIALES

Au cours des dernières années, l'accent dans la gestion des eaux pluviales a évolué vers ce que l'on appelle le "drainage urbain durable" dont l'objectif est de maîtriser les eaux pluviales à la source, avec une attention particulière pour les retombées sur la population et l'environnement. Avec la maîtrise à la source, les eaux pluviales ne sont pas immédiatement rejetées mais stockées, traitées, réutilisées ou rejetées localement, à proximité du point de génération (Butler and Maksimović, 2001). Ces systèmes remplissent de multiples fonctions:

- protection contre les inondations
- réduction de la charge au niveau des stations de traitement d'eaux usées (cas des réseaux unitaires)

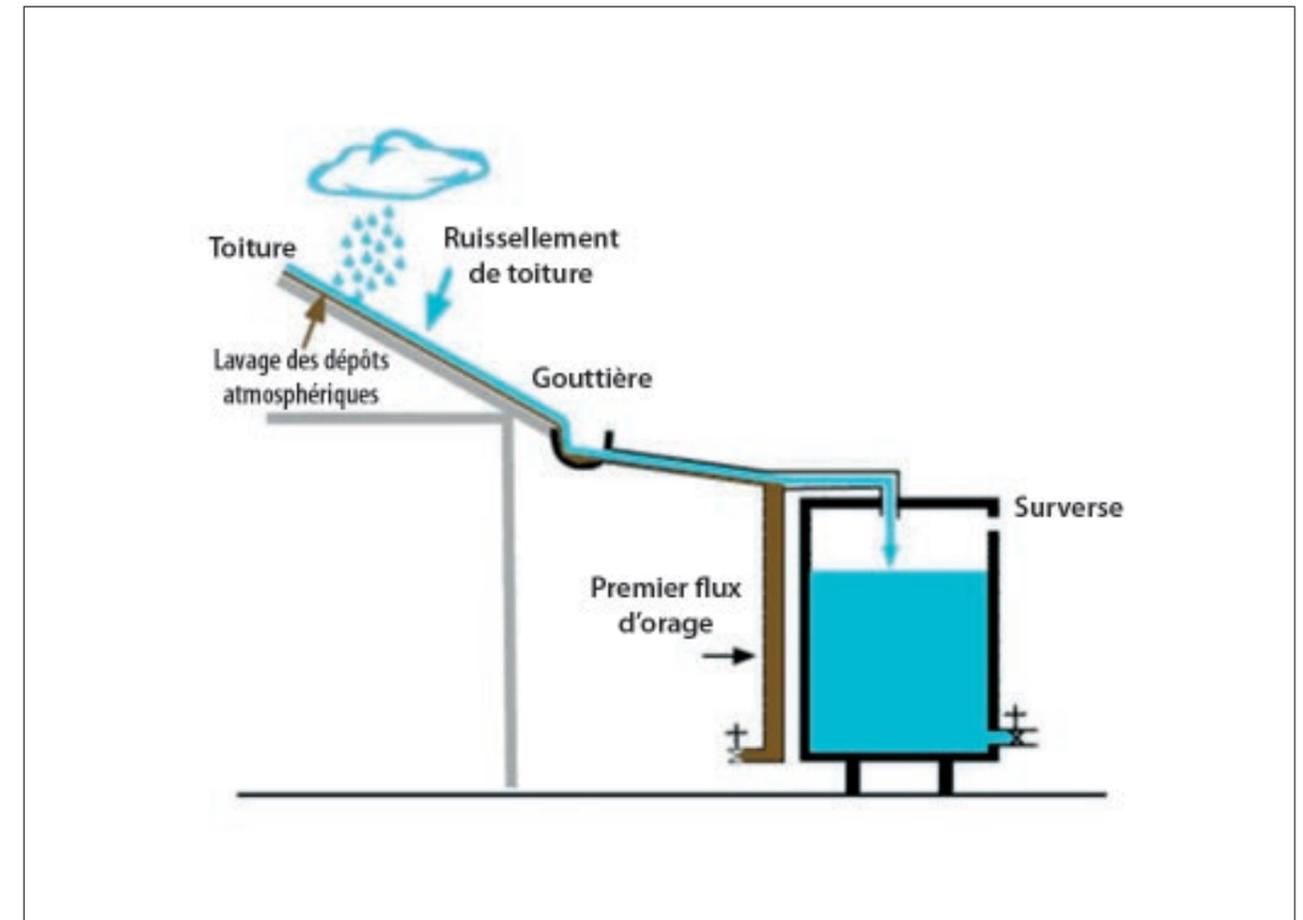


Figure 6.2
Un système simple de collecte des eaux de pluie
(image: Butler and Maksimovic, 2003)

- collecte des eaux de pluie, procurant une ressource potentielle d'eau pour des usages adaptés
- contrôle de la pollution dans les eaux réceptrices (notamment en évitant les surverses de réseau unitaire)
- recharge des nappes phréatiques au besoin

Leur conception peut améliorer l'agrément local, utiliser et améliorer les paysages locaux, et fournir des habitats écologiques. Il y a deux types de système: ceux basés sur la **collecte et l'infiltration naturelle** des eaux pluviales dans le sol et ceux qui **retiennent** l'eau pendant un certain temps. La planification du drainage urbain peut combiner ces deux systèmes.

Les systèmes d'infiltration et de collecte utilisent des bandes filtrantes et des noues, des bassins ou dispositifs d'infiltration et des surfaces perméables. Les "**bandes enherbées**" et les "**noues**" sont des surfaces recouvertes d'herbe qui drainent l'eau directement en provenance des surfaces imperméables (voir la figure 6.3). Les noues sont de longs canaux étroits alors que les

bandes enherbées sont des zones modérément pentues avec parfois une sous-couche stabilisante (CIRIA, 2001). Les eaux pluviales des routes ou d'autres surfaces imperméables s'écoulent dans la végétation en contre-bas où elles sont ralenties, ce qui favorise leur infiltration dans le sol. La végétation doit être en harmonie avec la flore et les conditions climatiques locales; il faut éviter les arbustes et les végétaux trop hauts (Burkhard et al, 2000). La végétation joue un rôle important car elle filtre les ruissellements et les traite en piégeant les nutriments transportés par les eaux pluviales.

Les noues et les bandes enherbées éliminent efficacement les matières solides en suspension et peuvent également servir d'habitat pour la faune. Les bandes enherbées peuvent filtrer des surfaces pratiquement égales à leur taille. Elles doivent avoir une longueur d'au moins 60 cm et être conçues pour supporter des orages annuels ou bi-annuels pour la protection des canaux et des orages décennaux ou cinquantennaires pour le contrôle des inondations. Une noue individuelle peut traiter des zones de moins de 0,02 km², avec un débit pouvant atteindre 140

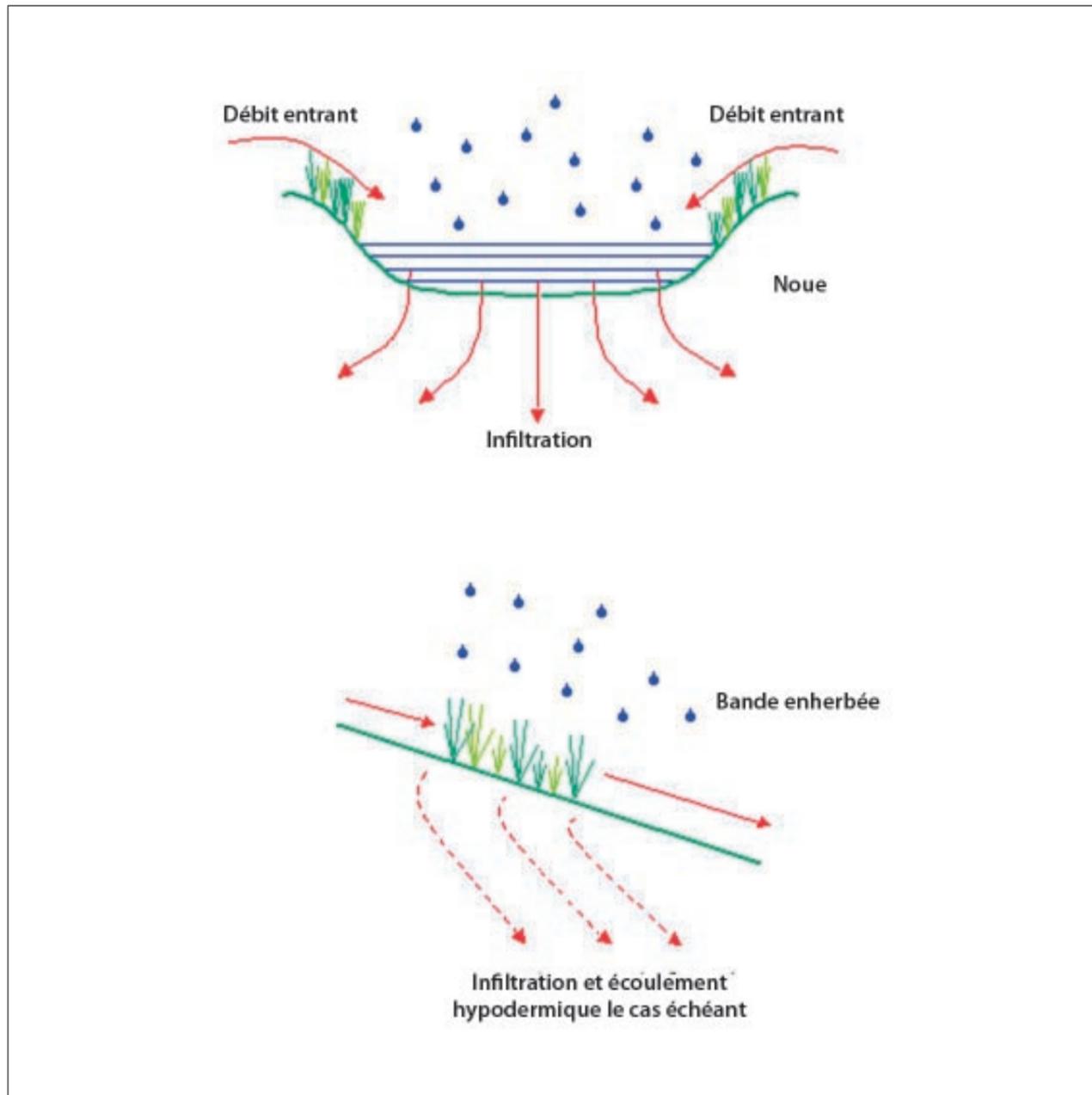


Figure 6.3
Représentation schématique de bandes enherbées et de noues
(CIRIA, 2001)

l/sec. Ses dimensions doivent être d'environ 1% de la zone de drainage. Elles peuvent être utilisées pour collecter les ruissellements des routes et des parkings, et agir comme stockage temporaire de ruissellement, pour une période de temps maximum de 48 heures (noues humides). Elles ne sont pas vraiment adaptées aux zones résidentielles ou fortement urbanisées où le prix des terrains est élevé (CWP, 2000). A part le prix du terrain, les autres coûts d'investissement sont plutôt bas, et les coûts d'exploitation et de maintenance modérés; les principales exigences sont une remise en état périodique.

Les "bassins d'infiltration" fonctionnent globalement comme des noues (voir la figure 6.4). Il s'agit de zones végétalisées dédiées qui sont inondées après un événement pluvieux. Les ruissellements et les lames d'eau des surfaces imperméables avoisinantes y sont acceptées pour s'infiltrer dans le sol. Par beau temps, le bassin est sec. Il est conseillé d'utiliser plusieurs petits bassins plutôt qu'un seul grand. La distance verticale à la nappe phréatique doit dépasser 1,2 m pour éviter la contamination par les eaux pluviales polluées. Si les ruissellements sont de qualité acceptable, ils peuvent être utilisés pour

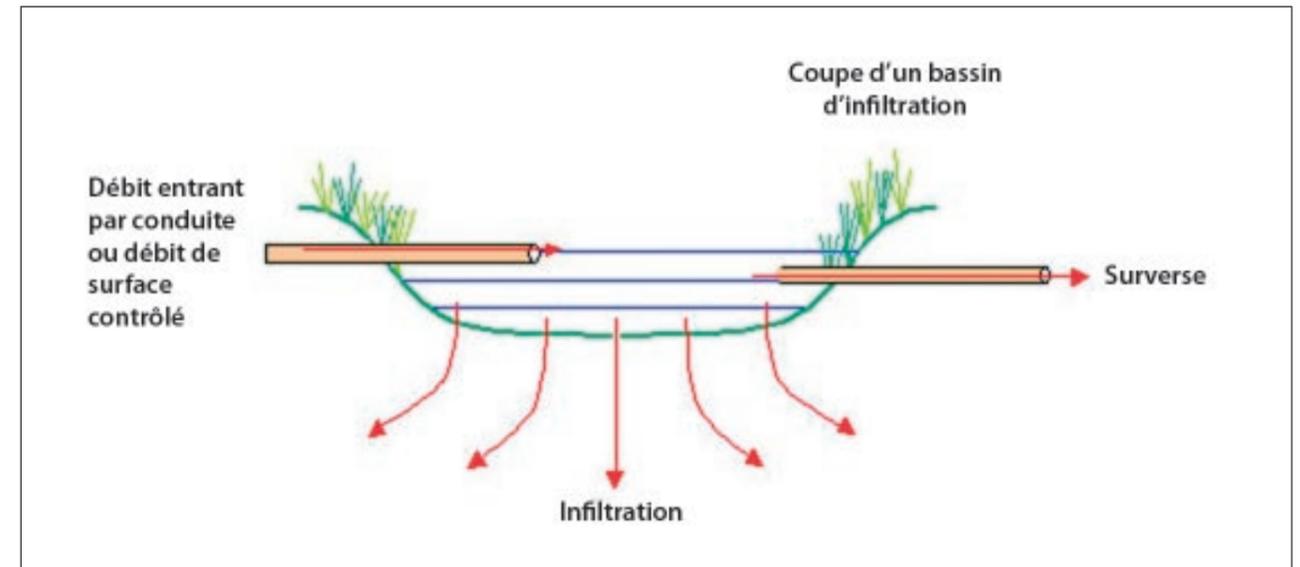


Figure 6.4
Représentation schématique d'un bassin d'infiltration
(CIRIA, 2001)

recharger la nappe. Le rendement d'élimination des matières solides en suspension est très élevé (il peut atteindre 100%). Généralement, les bassins couvrent 2%-3% de la surface de drainage. Ils doivent être localisés dans des zones où le sol présente un haut taux d'absorption, de manière à ce que l'eau s'infilte rapidement. Ils se prêtent à un usage en zone aride et semi-aride. Leur coût dépend de celui du terrain et ils sont plus adaptés en zone périphérique bon marché. Les coûts d'exploitation et de maintenance sont faibles (environ 5%-10% des coûts de construction).

Les "surfaces perméables" peuvent être constituées d'aires couvertes de gazon ou de gravier, d'aires revêtues de dallage perméable ou de pavés laissant des trous ou des vides verticaux entre eux (voir la figure 6.5). Sous le matériau de surface, on trouve une couche de fondation perméable qui permet le stockage, le traitement, le transport et l'infiltration de l'eau (CIRIA, 2001). Le rendement d'élimination des matières solides en suspension atteint pratiquement 100% (Burkhard *et al*, 2000). Certaines études suggèrent qu'elles assurent également le traitement d'autres agents polluants tels que les hydrocarbures. Les surfaces perméables sont souvent utilisées comme parkings et bordures de route. Du fait que l'on peut les utiliser dans de petits espaces, elles constituent une excellente option en zone fortement urbanisée, soit dans de nouveaux aménagements, soit lors de réaménagements (de parkings existants, par exemple). Compte tenu des hauts rendements d'élimination des polluants, une distance verticale de 90 cm par rapport à la nappe phréatique est suffisante (Burkhard *et al*, 2000). Elles sont donc appropriées sur le littoral de basse altitude.

Leur coût d'investissement est élevé ainsi que les besoins en maintenance (essentiellement du balayage). Toutefois, elles ne nécessitent qu'une place limitée.

Les "puits" et "tranchées d'infiltration" sont des structures souterraines qui drainent l'eau directement dans le sol. Il s'agit de puits circulaires ou de tranchées, composés d'éléments en béton précontraint et remplis de gravier (voir la figure 6.6). Les ruissellements sont dirigés dans le puits et s'infiltrent dans le sol. Le rendement d'élimination des matières solides en suspension peut être élevé (jusqu'à 100%). Les puits d'infiltration s'intègrent aisément dans le voisinage. Ils ont les mêmes domaines d'application (recharge en zone aride et semi-aride) et les mêmes exigences (distance verticale à la nappe phréatique, prétraitement si les ruissellements sont pollués) que les autres techniques d'infiltration. Lors de la construction de puits ou de tranchées d'infiltration, des précautions et une attention particulière doivent être apportées à la perméabilité du sol qui peut restreindre la capacité d'infiltration. Les puits d'infiltration sont appropriés en zone urbanisée car ils occupent peu d'espace, et en zone littorale à basse altitude car ils demandent une hauteur minimale au-dessus de la nappe. Ils nécessitent un entretien considérable ainsi que des remises en état périodiques (Burkhard *et al*, 2000).

Les systèmes de rétention comprennent les étangs, les zones de bio-rétention et les zones humides artificielles telles que celles déjà décrites dans le cadre des techniques de traitement écologique. Les "étangs" sont semblables aux bassins d'infiltration sauf qu'ils sont toujours en eau (voir la figure 6.7).

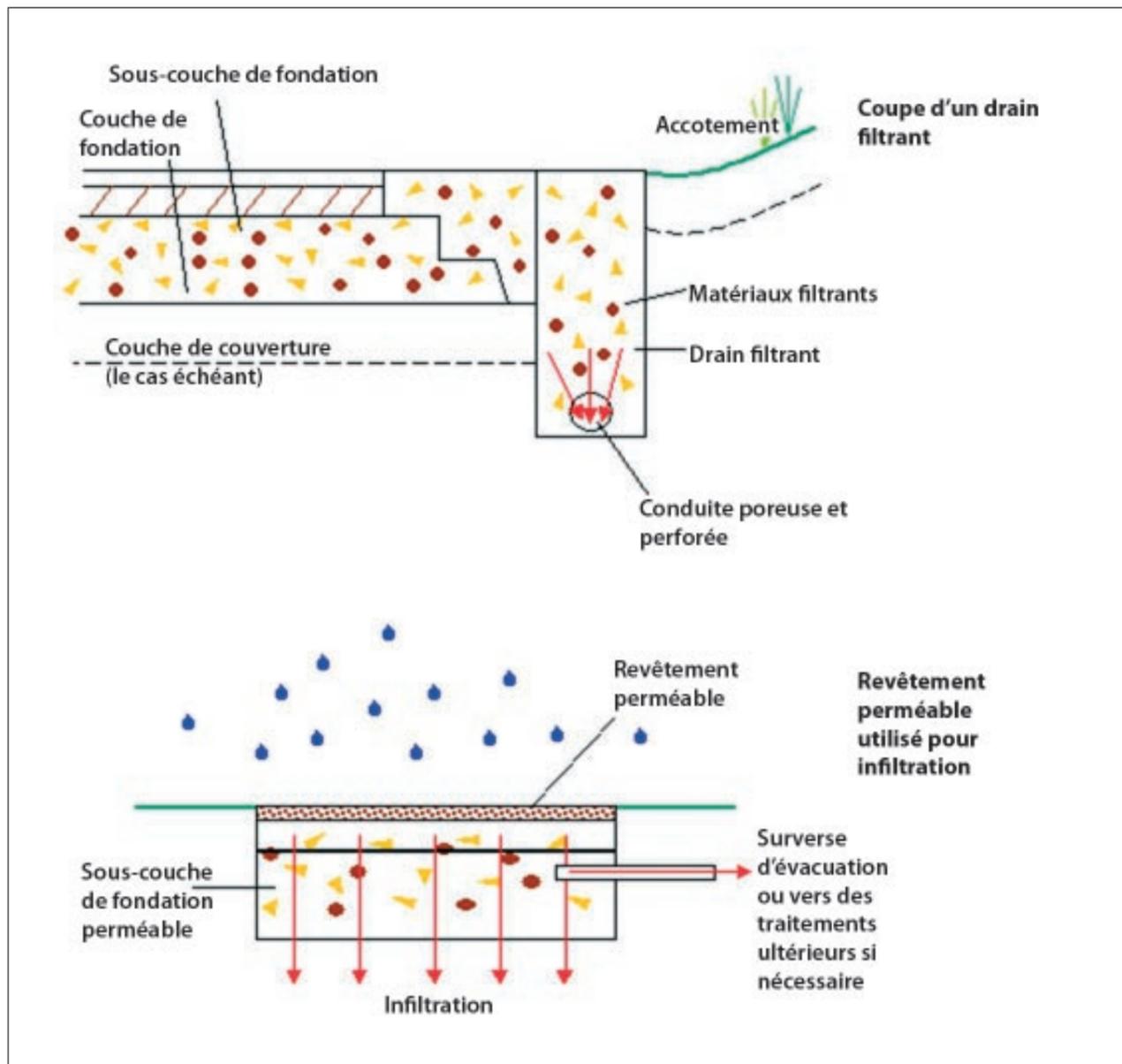


Figure 6.5
Coupe schématique de surfaces perméables
(CIRIA, 2001)

Les ruissellements pluviaux vont directement dans l'étang où ils décantent et s'infiltrent dans le sol. Les étangs fonctionnent comme des structures de rétention et de décantation. La végétation absorbe les nutriments et l'action bactérienne traite les eaux pluviales. De plus, la végétation assure des conditions de calme et favorise la décantation. L'entrée et la sortie de l'étang doivent être conçus avec soin (Burkhard *et al*, 2000). L'étang doit disposer d'une capacité volumique suffisante pour contrôler des orages biennaux ou décennaux et tolérer un orage centenaire.

Le rendement d'élimination des matières solides en suspension dépend de la conception de l'étang. La rétention de longue durée donne d'excellents

résultats, particulièrement pour l'azote, le phosphore et les bactéries (Burkhard *et al*, 2000). En zone aride, il est important de garantir que l'étang contient de l'eau en permanence, ce qui parfois peut être problématique. Si les eaux pluviales sont polluées, il est nécessaire de prendre des mesures de protection des nappes phréatiques (CWP, 2000). Les étangs sont adaptés aux zones résidentielles ainsi qu'au bord des routes et des autoroutes. Ils ne sont pas appropriés aux zones fortement urbanisées, pour des raisons d'espace, bien que leur aspect paysagé permettent leur intégration dans une structure urbaine. Les coûts d'investissement sont élevés s'il faut acquérir le terrain. En général, les étangs nécessitent 2-3% de la zone de drainage concernée. Toutefois, en région

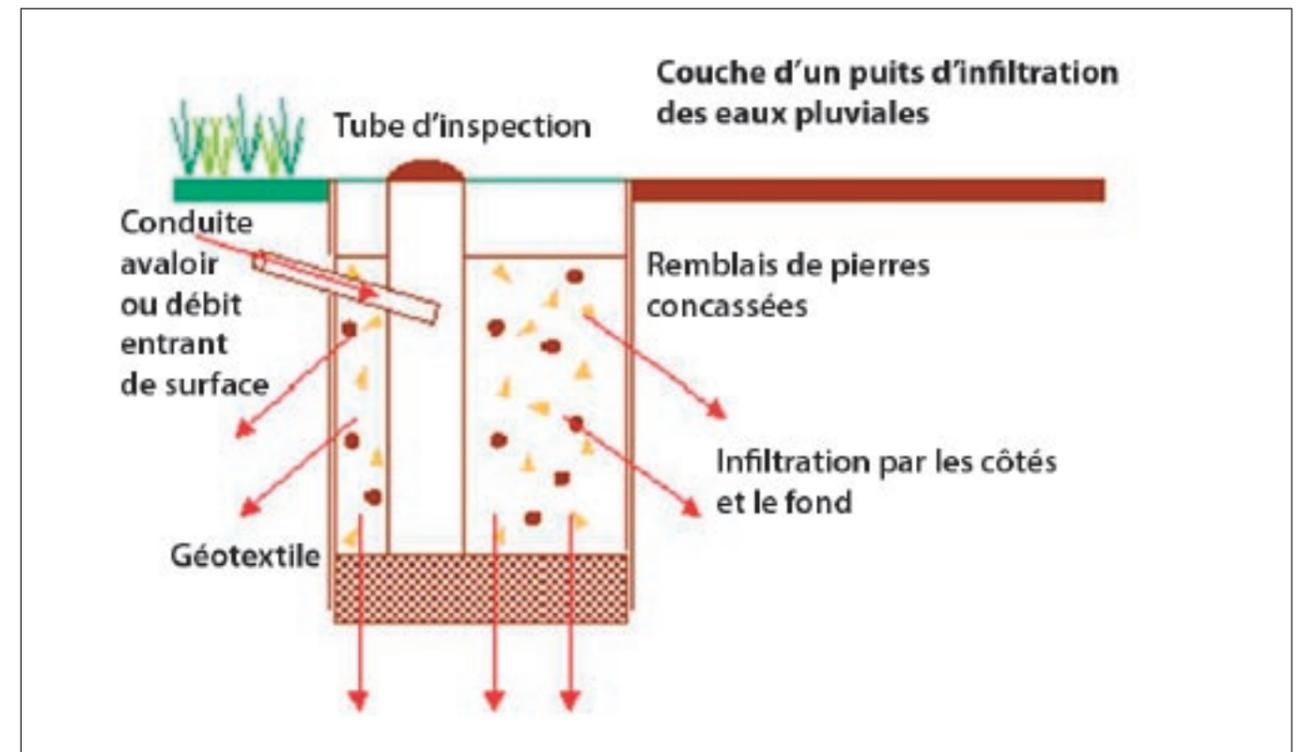


Figure 6.6
Coupe schématique d'un puits d'infiltration
(CIRIA, 2001)

aride et semi-aride, il faut une zone de drainage de plus de 0,1km² pour maintenir une présence d'eau permanente. Les coûts d'exploitation et d'entretien sont faibles, environ 3-5% des coûts de construction (CWP, 2000). Il est avéré que le public apprécie les étangs bien intégrés dans le paysage (Burkhard *et al*, 2000). Ils constituent des habitats pour la faune sauvage et, en plus de leur valeur d'agrément, ils peuvent servir de stockage d'eau pour d'autres utilisations, telles que l'irrigation des parcs et des jardins, le nettoyage des rues et la lutte anti-incendie (UNEP-IETC, 2002).

Les "zones de bio-rétention" sont des espaces paysagers végétalisés, mis en place pour imiter les fonctions des forêts et agir comme filtres. Elles comprennent une couche d'humus, des arbres et des arbustes, avec une sous-couche de sol végétal, parfois entourée d'une couche de sable filtrant. En dessous, on trouve une couche de graviers entourant un tuyau perforé qui draine le reste du ruissellement vers les milieux aquatiques locaux. Les ruissellements entrent dans la zone de bio-rétention directement sous la forme d'un film d'eau (une couche mince qui s'écoule en surface), ils sont filtrés grossièrement par une étroite bande enherbée, puis pénètrent dans la zone principale de bio-rétention où, soit ils sont absorbés par la végétation, soit ils s'infiltrent dans la sous-couche préfabriquée.

La bio-rétention est une méthode très efficace d'élimination des matières solides en suspension, bien que plus d'études soient nécessaires pour le confirmer. Elles peuvent être mises en place dans les parkings de zones fortement urbanisées et sont idéales pour traiter des zones restreintes de 0,02 km² ou moins. Pour les zones plus étendues, cette méthode conduit au colmatage et, de plus, il est difficile de canaliser des flux provenant de zones étendues vers un site de bio-rétention. Elle peut être utilisée sous différents climats avec un choix approprié de la végétation et des espèces d'arbres pour s'adapter à l'environnement local. Elles peuvent être utilisées pour de nouveaux aménagements ou comme "modernisation" pluviale dans des aménagements existants (comme la modification des éléments paysagés existants dans un parking). Le site de bio-rétention est une construction, et son coût d'investissement est considérable. Toutefois, le coût est comparable à l'aménagement paysager du site. Les coûts d'exploitation et d'entretien sont comparables à ceux d'un espace paysagé aménagé (CWP, 2000).

A basse altitude, les "zones humides artificielles" sont une méthode valable sur le littoral. En zone aride et semi-aride, leur utilisation peut être restreinte, notamment en raison du faible apport en eau pluviale. En été, la viabilité de la zone humide peut être menacée (CWP, 2000). Ce problème peut être surmonté en concevant la zone

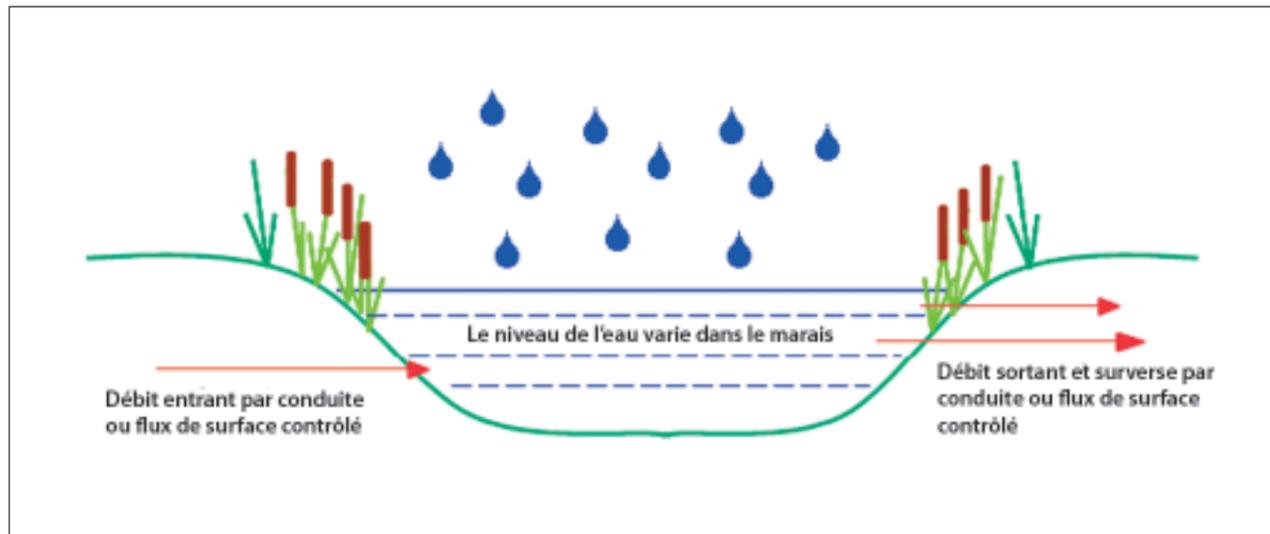


Figure 6.7
Représentation schématique d'un étang
(CIRIA, 2001)

humide pour remplir les fonctions de traitement à la fois des eaux usées et pluviales. La combinaison de ces deux fonctions permet de réaliser des économies d'échelle.

Pour toutes les techniques mentionnées ci-dessus, un **contrôle de la qualité** sera nécessaire si les eaux pluviales collectées sont destinées à des utilisations secondaires ou à recharger la nappe. Il faut éviter de collecter le premier flux d'orage car c'est là que se rencontrent des charges polluantes très élevées. Une conception judicieuse des systèmes de collecte doit assurer le détournement des flux de saison sèche et des premiers flux d'orage (Appan, 1999).

Un autre point particulier aux techniques d'infiltration est le fait que l'augmentation des nappes n'est pas toujours souhaitable. L'élévation du niveau de la nappe peut menacer des édifices et causer des inondations de sous-sols. Dans les villes du littoral de la Méditerranée, de nombreux bâtiments ont été construits au-dessus de nappes phréatiques basses; une élévation de ces dernières pourrait causer des dommages considérables.

6.8 LA RECHARGE DES NAPPES PHREATIQUES

La recharge des nappes peut répondre à plusieurs objectifs:

- traiter des eaux polluées grâce à la capacité de traitement du sol
- réalimenter des nappes phréatiques épuisées et redonner vie aux écosystèmes qui en dépendent
- mettre en place un réservoir naturel d'eau
- mettre en place une ressource en eau pour des usages urbains secondaires, l'irrigation agricole ou même pour des usages d'eau potable

La recharge des nappes peut se faire en utilisant:

- des eaux usées traitées
- des eaux pluviales traitées ou non traitées (selon leur qualité)
- toute autre eau brute de qualité inférieure (comme l'eau de rivière)

Il existe trois techniques de base pour la recharge artificielle (voir la figure 6.8 et le tableau 6.2).

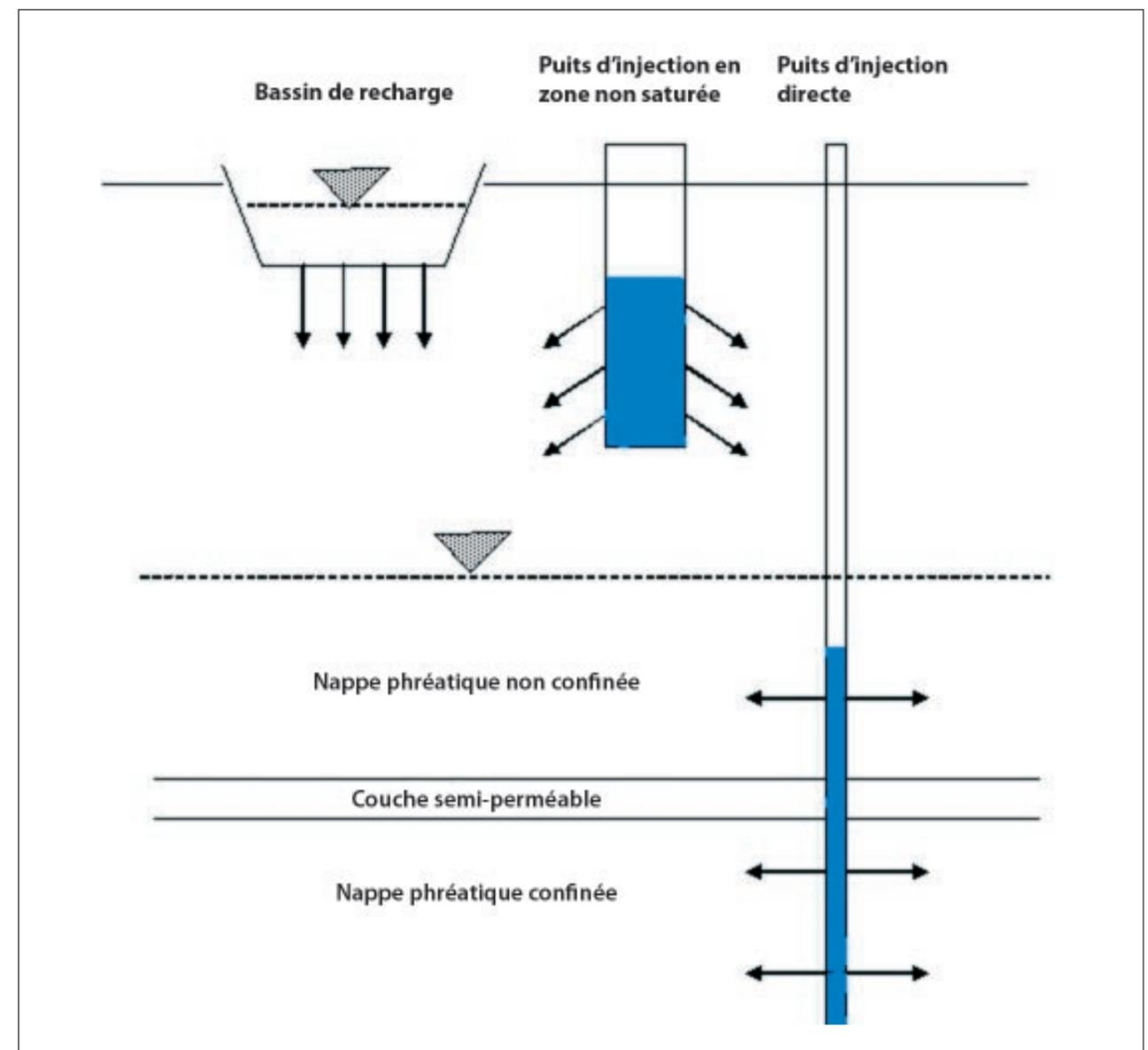
Les "**bassins de recharge**" (y compris les bassins d'infiltration pour les eaux pluviales, décrits ci-dessus) sont la technologie simple la plus commune. Toutefois, ils nécessitent beaucoup de place. Un autre coût élevé vient du système de transport d'eau vers les bassins. Ces coûts de transport peuvent être réduits en localisant les bassins à proximité des réseaux d'eau ou d'assainissement, ou dans des plaines inondables afin de collecter les ruissellements pluviaux naturels (Fox, 1999). Les coûts sont fortement variables car ils dépendent des taux d'infiltration et de la valeur des terrains.

Sous les climats chauds ou quand on dispose de peu de terrain, des "**puits d'injection directe**" peuvent être préférables. Ils ont une moindre emprise au sol et perdent moins d'eau par évaporation (PNUE, 2004). Les puits d'injection sont des conduits verticaux qui rejettent l'eau directement dans la nappe. On peut utiliser les eaux de pluie et les effluents d'eaux usées traitées pour la recharge, et l'eau doit être filtrée pour éviter le colmatage du puits. L'eau peut ensuite être captée après une période de temps adéquate, au cours de laquelle les procédés naturels la purifient encore. Cette méthode de recharge des nappes, bien que très efficace, est cependant

	Recharge bassins	Vadose zone injection wells	Direct injection wells
Type de nappe	Non confinée	Non confinée	Non confinée ou confinée
Exigences de pré-traitement	Technologie simple	Elimination des matières solides	Haute technologie
Estimation des coûts essentiels d'investissement (US \$)	Terrain et système de distribution	25 000-75 000 \$ par puits	500 000-1 500 000 \$ par puits
Capacité	1000-20 000 m ³ /ha-j	1000-3000 m ³ /puits-j	2000-6000 m ³ /puits-j
Exigences d'entretien	Séchage et nivelage	Séchage et désinfection	Désinfection et inversion de flux
Cycle de vie estimée	>100 ans	5-20 ans	25-50 ans
Traitement du sol	Zone non saturée et zone saturée	Zone non saturée et zone saturée	Zone saturée

Tableau 6.2
Les principales caractéristiques des techniques de recharge des nappes (Fox, 1999)

Figure 6.8
Méthode de recharge des nappes phréatiques (Fox, 1999)



coûteuse car elle nécessite une technologie de pointe pour le prétraitement des effluents et pour la maintenance des puits d’injection; elle n’est donc pas appropriée lorsque l’on recherche des solutions à technologie simple et à faible coût.

Les “**puits d’injection en zone non saturée**” combinent les avantages des bassins de recharge et des puits d’injection directe. Ils sont similaires aux tranchées et permettent à l’eau de s’infiltrer dans la zone non saturée et non pas directement dans la nappe phréatique. Les risques de pollution et les exigences de pré-traitement sont donc réduits par rapport à une injection directe. Un prétraitement de base des effluents reste cependant nécessaire pour éviter de colmater persistants. L’efficacité de leur traitement est similaire à celle des bassins de recharge. Ils nécessitent nettement moins de terrain, ce qui les rend particulièrement intéressants en zone urbaine. Bien que de plus en plus utilisés, ils demeurent une technologie non éprouvée. Des améliorations de qualité sont encore attendues mais ce sujet n’est pas suffisamment documenté. Peu d’études ont été conduites sur les aspects de colmatage et de cycle de vie des puits (Fox, 1999).

Les deux questions majeures de la recharge des nappes sont le coût et la qualité. Les coûts de transport peuvent être maîtrisés en envisageant la recharge artificielle dès les étapes initiales de la planification urbaine, en optimisant l’emplacement des infrastructures d’assainissement et de drainage (Fox, 1999). La qualité doit être surveillée si l’eau de la nappe doit servir à d’autres usages ou si la nappe rechargée est en liaison hydraulique avec d’autres nappes utilisées à des fins potables. La recharge peut aussi avoir un impact sur les conditions pré-existantes de contamination des sols (par l’agriculture, par exemple) et sur des nappes polluées (Fox, 1999).

6.9 LA DOUBLE ALIMENTATION

Les systèmes de double alimentation permettent d’alimenter des usages différents avec des eaux de qualités différentes. Par exemple, un réseau peut distribuer de l’eau potable et un autre de l’eau pour des usages domestiques ou industriels d’exigence hygiénique moindre. Les systèmes doubles augmentent les possibilités d’utilisation des eaux grises, recyclées ou pluviales, ainsi que de seconde qualité (comme les eaux polluées de surface ou souterraines, les nappes rechargées, etc.). Les réseaux à double canalisation doivent être combinés avec des systèmes de plomberie séparés dans les ménages (l’un pour les usages à eau potable, l’autre pour les usages à eau de qualité inférieure). Le coût d’installation d’un second réseau de distribution en zone déjà urbanisée est prohibitif. Cela ne peut présenter un intérêt que

dans les rares cas où de nouvelles ressources en eau seraient très limitées et coûteuses.

La gêne causée par les travaux de génie civil et de plomberie d’un second réseau est un autre problème majeur. Ce problème peut être réduit si la planification des travaux peut les faire coïncider avec l’installation d’un autre réseau de service public (comme le gaz). Le double réseau peut toutefois constituer une option intéressante dans les nouveaux aménagements urbains et résidentiels où les réseaux de distribution n’ont pas encore été mis en place.

La connexion croisée des réseaux ou leur utilisation induite (par exemple, confondre le réseau d’eau de seconde qualité avec celui d’eau potable) est un risque majeur et un obstacle à l’adoption des systèmes à double alimentation. Un marquage clair (généralement un code couleur) et la séparation des tuyauteries et robinets sont indispensables, ainsi que l’information adéquate aux utilisateurs. Dans les nouveaux immeubles, il faut éviter les retards de mise en fonctionnement du réseau secondaire, qui se produisent souvent car l’installation de ce réseau prend du temps. Les raccordements des nouveaux immeubles se font alors sans tenir compte de la présence du réseau secondaire d’eau. Les usagers des immeubles neufs prennent l’habitude d’avoir l’eau potable à tous les robinets, et ces habitudes sont parfois difficiles à changer ensuite, ce qui augmente le risque de contamination.

6.10 LE DESSALEMENT

Le dessalement est une option de plus en plus envisagée dans les agglomérations de la Méditerranée. Il peut concerner l’eau de mer ainsi que les eaux souterraines saumâtres. Les systèmes vont des plus centralisés pour une ville entière aux plus décentralisés pour une petite industrie ou un hôtel.

Il existe deux technologies principales: la “**filtration membranaire**” et la “**distillation thermique**”. La technique membranaire par “**osmose inverse (OI)**” est la plus courante et représente aujourd’hui 22% des grandes stations de dessalement d’eau de mer dans le monde (Semiat, 2000). Dans les cas de haute température, forte salinité et haut niveau de pollution, le procédé OI ne se justifie plus économiquement en raison du prétraitement complexe nécessaire pour assurer un bon état et un bon fonctionnement des membranes (Bidra and Abosh, 2000). L’eau produite est de bonne qualité (100-600 ppm de matières solides dissoutes totales).

Les procédés de “**dessalement thermique**” produisent de l’eau avec une teneur en matières solides dissoutes totales de 10-50ppm (Semiat,

2000). Le procédé “**distillation flash par détente successive** (Multi-Stage Flash - MSF)” implique la production de condensats à partir d’eau de mer sous pression. Le procédé de “**distillation multi-effets** (Multi-Effect Distillation)” repose sur l’évaporation multi-étages et offre un rendement de production plus élevé que la technique MSF. Toutefois, il présente des problèmes d’exploitation et de maintenance en raison de l’encrassement et de la salissure à haute température (Bidra and Abosh, 2000). Le procédé de “**compression de vapeur** (Vapour Compression)” est basé sur la compression mécanique ou thermique de la vapeur; cette méthode se prête mieux aux opérations à petite échelle.

Les techniques de dessalement consomment beaucoup d’énergie, souvent à base de combustibles fossiles. L’usage répandu du dessalement peut donc contribuer à l’épuisement des ressources énergétiques non renouvelables, à l’émission de gaz à effet de serre et donc au changement climatique. Les sous-produits de ces procédés sont corrosifs et contiennent des produits chimiques nocifs. Le rejet en mer des effluents chargés en sel peut être problématique sur le littoral de la Méditerranée, en compromettant la valeur touristique et de loisir des zones concernées. Le dessalement d’eaux souterraines saumâtres favorise aussi la surexploitation des nappes, et donc l’intrusion saline avec des effets irréversibles.

Toutefois, les progrès techniques rapides font du dessalement une option plus viable pour certaines agglomérations de la Méditerranée et même pour des usages décentralisés (industries, hôtels, grandes résidences, etc.). L’amélioration des rendements permet de réduire les coûts et la consommation d’énergie. De plus, la recherche se focalise sur l’association “dessalement et énergie renouvelable” (via l’usage de l’énergie solaire). Le dessalement peut être une option économiquement favorable lorsque les ressources en eau sont rares et que le développement de nouvelles ressources en eau est cher. Même en termes énergétiques, le dessalement peut être concurrentiel quand, par exemple, l’eau doit être transportée d’une ressource lointaine.

6.11 LES POLITIQUES DE SOUTIEN

La mise en œuvre et l’efficacité des technologies du cycle de l’eau varient considérablement en fonction du contexte environnemental et socio-économique local. Tout comme la GUDE, l’**évaluation** des applications existantes, le partage d’expérience et l’adaptation au contexte méditerranéen sont nécessaires. La **recherche**, la **mise en réseau d’experts** et le **partage des bonnes pratiques et des données** au niveau méditerranéen doivent

constituer une priorité politique. Le **développement des capacités et la formation** sur les technologies du cycle de l’eau doivent être proposés au personnel technique qui travaille pour les services d’eau et les autorités urbaines concernées.

Il faut des **incitations économiques appropriées** pour donner à ces technologies une chance d’être adoptées. Leur faisabilité économique pour les services d’eau dépend du coût de l’eau brute et des futurs coûts d’extension des ressources. Au niveau du client, les services d’eau doivent proposer des programmes d’appui économique au ménage qui faciliteraient son adoption de nouvelles technologies (subvention, prêt à taux préférentiel, remise de prix). Au niveau du service, les propositions avancées pour la GUDE s’appliquent également. En particulier, il faut des programmes de subvention ou de financement public pour la mise en œuvre de nouvelles technologies et le développement de mécanismes de financement.

L’autorisation pour le développement de nouvelles ressources ou pour la construction de nouvelles infrastructures peut être liée à la preuve d’efforts dans l’application des technologies du cycle de l’eau. Par exemple, l’autorisation (ou son renouvellement) d’exploiter une nappe ne serait accordée à un service d’eau que si un programme est mis en place pour recharger la nappe grâce à une quantité équivalente d’eau de seconde qualité.

Des **soutiens et contrôles réglementaires** chez les usagers sont un autre instrument important. La législation peut exiger que tout nouveau bâtiment ou construction réponde à des spécifications minimum liées à l’eau. La collecte des eaux de pluie peut être rendue obligatoire pour les nouveaux complexes hôteliers en zone touristique méditerranéenne. La réutilisation des eaux grises ou les systèmes à double alimentation peuvent être imposés pour les nouveaux complexes résidentiels péri-urbains.

Un **urbanisme respectueux de l’eau** (voir le chapitre 4 du volume 1) est un outil majeur pour intégrer les technologies innovantes de l’eau dans l’aménagement urbain. La croissance spontanée et incontrôlée de nombreuses installations sur le littoral risque toutefois de ralentir l’adoption de technologies du cycle de l’eau. L’industrie du bâtiment est un secteur économique clé dans de nombreux pays de la Méditerranée; les politiques susceptibles d’augmenter les coûts de construction à des fins d’efficacité hydrique (exigences pour les bâtiments neufs) peuvent se heurter à des obstacles.

La **sécurité et la santé publique** est un enjeu essentiel en rapport avec l’adoption des technologies du cycle de l’eau (notamment celles réutilisant l’eau). Par rapport à la GUDE,

il ne suffit pas ici de sensibiliser le public sur l'importance de conserver les ressources en eau douce. Il est essentiel d'informer et de former le public à l'utilisation (et aux dangers/précautions) des nouvelles technologies. Le manque de confiance du public peut constituer une sérieuse barrière au recyclage de l'eau. L'ignorance du public peut conduire à des dangers pour la santé. Des programmes continus d'information sont nécessaires pour minimiser ces risques.

Des **réglementations** claires et applicables régissant les normes des nouvelles technologies et de leurs usages sont indispensables pour réduire les risques de santé publique et augmenter la confiance du public. Par exemple, en Californie où l'on réutilise beaucoup les eaux usées, le département d'Etat à la santé et à la sécurité a énoncé des règles détaillées concernant le type d'eau usée (selon le niveau de traitement) autorisé pour chaque usage particulier. Les usages sont décrits de façon très spécifique plutôt que générique: par exemple, paysagisme autoroutier, fontaines d'agrément, égouts de chasses d'eau, etc. Des réglementations sur l'usage des différents types d'eau de seconde qualité pour divers usages doivent être détaillées dans tous les pays de la Méditerranée avant de promouvoir les nouvelles technologies (voir le chapitre 3).

Une **gestion responsable** et un **suivi continu** des technologies mises en place (comme la qualité des nappes rechargées) sont également nécessaires. L'absence d'application et de suivi des réglementations sur l'environnement et la santé publique constitue un facteur limitant sérieux dans certains pays de la Méditerranée (notamment ceux consacrant peu de moyens à ces actions).

Une autre contrainte significative est l'**emprise au sol** de nombre de ces techniques. Le littoral urbanisé de la Méditerranée se caractérise par une forte densité d'habitation, un territoire étroit (les montagnes sont généralement près des côtes), une valeur foncière très élevée, le tout aggravé par la concurrence entre équipements touristiques, urbanisation et production agricole. Dans un tel contexte, le coût d'investissement augmente de façon substantielle pour des méthodes telles que la recharge artificielle de nappes, la collecte, rétention et infiltration des eaux pluviales, ou les zones humides artificielles. La promotion de ces techniques doit mettre en avant les avantages paysagers et leur contribution au plaisir esthétique, qui eux-mêmes profitent au tourisme et à la vie urbaine. A ce titre, elles doivent être un aspect central de la **gestion intégrée du littoral et de sa planification**, qui s'occupe explicitement de l'allocation de l'espace aux diverses occupations du sol et activités en compétition sur le littoral (voir les chapitres 4 et 5 du volume 1).

Un autre point important est le fait que les technologies mentionnées dans ce chapitre assurent de multiples fonctions. Toutefois, ces fonctions sont souvent dispersées entre différentes administrations. Dans la perspective limitée d'une seule fonction/autorité, les technologies telles que le bassin d'orage ou la collecte d'eau de pluie peuvent ne pas être concurrentielles en termes de coûts. Pour réaliser les bénéfices mutuels, il est nécessaire d'établir des **partenariats** de coopération et d'organisation, afin de partager les coûts, les travaux et les avantages entre les diverses administrations concernées. Ces partenariats peuvent s'établir, soit autour de **projets** (comme un parc pouvant aussi servir de bassin de rétention et de zone de bio-rétention), soit autour des **programmes** (comme la promotion de la collecte de l'eau de pluie sur les grands bâtiments publics ou privés). L'institutionnalisation d'un partenariat permanent sous forme d'une **assemblée** ayant la responsabilité globale de la planification et de la gestion urbaine de l'eau en zone littorale (voir le chapitre 4 du volume 1) facilitera l'adoption de technologies multi-fonctionnelles.

7. LA TARIFICATION DES SERVICES D'EAU

Le présent chapitre fournit un aperçu sur la manière de concevoir une tarification des services d'eau permettant la réalisation des objectifs économiques, sociaux et environnementaux. Tout d'abord, une discussion générale sur les différents objectifs visés par le prix de l'eau met en lumière la complexité de leur réalisation et les compromis nécessaires. Ensuite, les différents systèmes de tarification sont présentés, avec une appréciation sur leurs avantages et inconvénients respectifs. Puis, les principaux aspects d'un processus institutionnalisé et inclusif de fixation des tarifs sont abordés. Ce chapitre conclut sur un ensemble de principes directeurs pour une tarification adéquate de l'eau en zone urbaine.

7.1 LES OBJECTIFS DE LA TARIFICATION ET DES COMPROMIS

Les tarifs de l'eau assurent les revenus nécessaires au financement des systèmes d'eau urbains, répartissent les coûts et fournissent des incitations à différents usages et usagers. Un système de tarification **adéquat** est **efficace** pour réaliser les objectifs de la société. Les objectifs comprennent l'**efficacité économique**, l'**équité** et la **protection de l'environnement**. Par ailleurs, le système de tarification doit couvrir le financement des actions et des investissements du système (**durabilité financière**).

Satisfaire à tous les objectifs n'est pas une tâche facile. Il faut faire quelques compromis. Les divers systèmes de tarification font ces compromis de différentes manières. La tarification est un processus controversé en raison des conflits sur la détermination des compromis. Une meilleure compréhension des objectifs et des compromis est nécessaire afin de faire un choix conscient entre les différentes options de tarification.

7.1.1 L'efficacité économique

Le coût total

Les demandes en eau ainsi que les demandes urbaines de services d'eau sont en compétition, tant dans l'espace que dans le temps. Selon le critère d'efficacité économique, les ressources limitées (l'eau ou les services) doivent être réparties de manière à maximiser les avantages économiques, c'est-à-dire vers les activités ou les usagers pour lesquels la valeur d'usage est maximale. La théorie économique suggère que la répartition est efficace quand les consommateurs paient le **coût total** des services qu'ils reçoivent (voir la figure 7.1). Ceci comprend tous les coûts d'investissement et de fonctionnement inhérents au système ainsi que les coûts "externes" liés à l'épuisement de la ressource et à sa pollution (OCDE, 1999).

La tarification selon le coût moyen et le coût marginal

La question, apparemment simple, de "combien coûte l'approvisionnement en eau qui satisfait à mes besoins?", c'est-à-dire "quel est le coût total", est en fait extrêmement complexe (Hanemann, 1998).

Tout d'abord, le **coût moyen** et le **coût marginal** diffèrent considérablement. Le coût marginal d'un produit (ou d'un service) est le coût différentiel de la dernière unité produite. Le **coût moyen** reflète en revanche le coût unitaire de la production de toutes les unités (c'est-à-dire la somme des différents coûts historiques, traduite en une seule moyenne). Selon que l'on utilise le coût moyen ou le coût marginal, le "coût total" résultant sera très différent.

La théorie économique suggère d'utiliser le coût marginal. Si le prix d'un service est égal au **coût marginal** total de sa production, alors le modèle de développement du système et d'utilisation de l'eau sur une longue période atteindra son efficacité ("**efficacité dynamique**") lorsque le tarif marginal reflètera le coût marginal à long terme du service (Dziegelwski et al, 1995). Cependant:

1. Les coûts marginaux dépendent de l'**horizon de temps** considéré. Les systèmes d'eau urbains sont à forte intensité de capital. La majorité de leurs coûts d'investissement sont fixés à court terme, mais sont variables à long terme (car liés au besoin de remplacement ou d'extension des infrastructures). Les différences entre le coût marginal à court terme et celui à long terme peuvent être considérables.
2. Le calcul des coûts marginaux peut nécessiter une quantité gigantesque de données et d'analyses scientifiques et d'ingénierie.

Les immobilisations sont de longue durée et incluent différentes sortes de biens, acquis à différents moments et impliquant différents coûts. Il n'est pas aisé de déterminer de façon précise le moment où des nouveaux biens seront nécessaires sur le long terme (ou le remplacement de certains) ni le montant de leur coût.

Certains coûts varient selon le nombre des clients, d'autres selon la quantité d'eau délivrée, etc. Certains actifs servent à divers emplois. La répartition des coûts entre les différents bénéficiaires est par conséquent problématique (Hanemann, 1998).

En comparaison avec la tarification selon le coût moyen, qui ne nécessite qu'une estimation de la production totale et des coûts totaux, la tarification

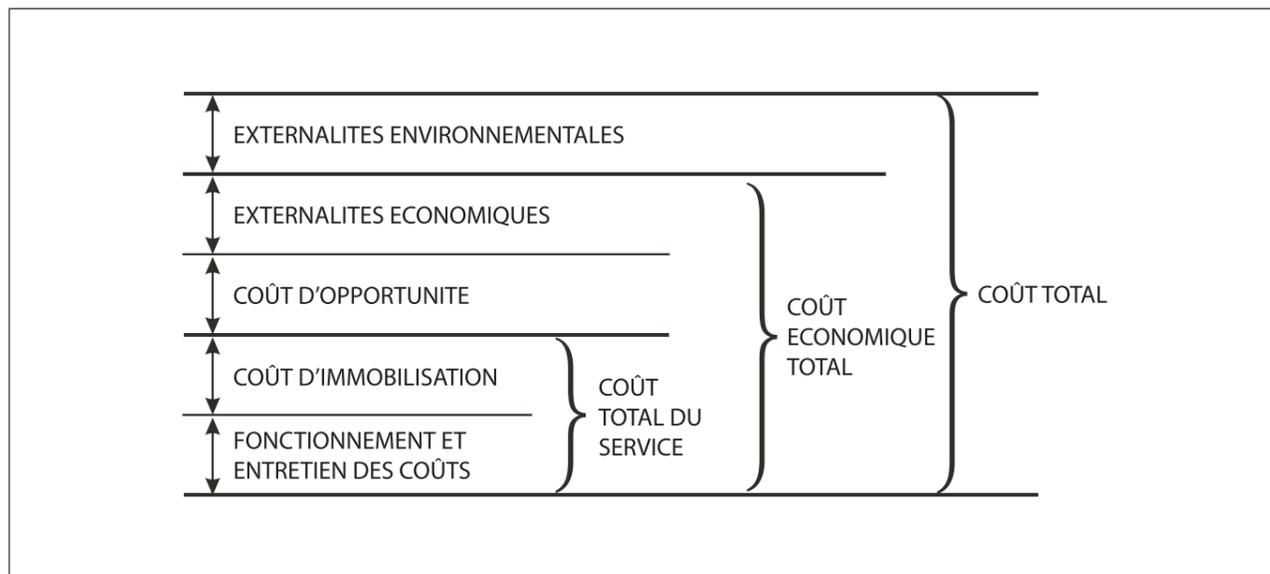


Figure 7.1
Le prix de revient de l'eau (Rogers et al, 2002)

selon le coût marginal requiert une information détaillée sur les coûts d'un grand nombre d'actifs (stations, équipements, réseaux souterrains), tant sur les investissements actuels que futurs (Dziegielewski et al, 1995).

La collecte des informations nécessaires au calcul des coûts marginaux est coûteuse en elle-même. Une efficacité accrue des systèmes d'établissement des coûts et des prix implique certains **compromis au niveau des dépenses administratives et de fonctionnement**.

Un problème plus pratique est le fait que la tarification au coût marginal peut engendrer des **excédents de revenus**. Les coûts marginaux excèdent les coûts moyens dans les industries à forte intensité de capital tels les services d'eau. Ils peuvent percevoir des profits injustifiés et les usagers d'eau subventionnent les contribuables ou les actionnaires. Ceci soulève la question de l'équité.

Externalités environnementales

Si les coûts d'investissement et de fonctionnement peuvent être calculés, il n'existe par contre pas d'estimations financières fiables et largement acceptées sur les dommages causés à l'environnement par la pollution, l'épuisement de la ressource, de nouveaux ouvrages et des procédés de production (OCDE, 1999, voir également le paragraphe 4.2.2)

Une approche pragmatique de l'efficacité économique

Alors que la tarification au coût marginal fournit un idéal théorique de l'efficacité économique, sa mise en œuvre peut s'avérer impossible. Il faut par conséquent trouver des **alternatives optimales de "second ordre"**.

Un indicateur pratique pour une tarification efficace est le calcul de la **moyenne des coûts différentiels à long terme** pour un important supplément de ventes, comme pour un futur réservoir ou une station d'épuration (Hanemann, 1998).

7.1.2 L'équité

Les services d'eau sont essentiels pour la survie des êtres humains et pour le développement économique d'une ville. La tarification répartit les coûts. Les prix de l'eau ont un rôle important de redistribution: ils déterminent l'incidence des coûts et des bénéfices sur les individus, les groupes et les secteurs. Les questions d'équité traitent de l'incidence du "qui paye quoi". L'équité soulève deux questions importantes: la répartition des coûts entre les usagers et la justification des revenus perçus par le service.

Équité économique contre équité sociale

La signification de l'équité est souvent considérée comme évidente, alors qu'il existe différentes notions de l'équité partiellement inconciliables. Une distinction très simplifiée peut être proposée entre équité "économique" et équité "sociale" (Bakker, 2001).

L'**équité économique** reflète une approche libérale et se rapproche du concept de l'efficacité économique, qui repose sur le "principe du bénéfice". Une répartition est équitable quand l'utilisateur paie des coûts relatifs à son utilisation du système.

L'**équité sociale** reflète une approche traditionnellement plus socialiste. Elle est fondée sur le principe de la "capacité à payer". Elle met l'accent sur la solidarité sociale et la redistribution,

au lieu du bénéfice économique maximal, par le biais de l'"égalisation".

Équité et subventions

Ces deux approches conduisent à des recommandations différentes pour la tarification de l'eau. Selon l'équité économique, il faut supprimer les subventions et les usagers doivent payer le prix de revient du service reçu. Selon l'équité sociale, supprimer les subventions est inéquitable si cela conduit à une détérioration du niveau de vie des personnes défavorisées. Une politique de tarification par laquelle les usagers aisés subventionnent les usagers défavorisés est bienvenue selon l'équité sociale, mais réfutée selon l'équité économique. A titre d'exemple, les politiques de GUDE qui peuvent faire une discrimination tarifaire selon les usagers (mettant des tarifs élevés aux grands consommateurs) sont inacceptables dans une approche d'équité économique.

Malgré ces contrastes, ces deux approches présentent certains fondements communs potentiels.

1. L'équité économique accepte certaines entorses à l'efficacité et certaines pertes pour la fourniture de **biens publics et d'intérêt social**. L'impossibilité pour certains d'accéder à l'eau potable ou l'assainissement peut engendrer des épidémies qui affecteront l'ensemble de la collectivité. Ce sont des "externalités" non perçues par le marché. Les préoccupations de santé publique exigent que l'ensemble de la population bénéficie d'un accès sûr et fiable à des services d'eau d'un niveau et de normes minimales convenus (OCDE, 1999).
2. Le subventionnement général peut ne pas être équitable d'un point de vue économique, mais également social. L'usage de l'eau peut satisfaire aux besoins fondamentaux mais également à des fins de luxe. Le subventionnement général réduit le coût des deux. Il peut aussi inciter à des comportements irresponsables sur le plan environnemental, qui en retour auront un impact disproportionné sur les groupes sociaux ou les régions les plus faibles.

Ceux qui soutiennent le subventionnement général pour des raisons d'équité sociale estiment implicitement que les décisions de l'Etat représentent le choix de ses composantes. En réalité, les gouvernements peuvent être contraints par des intérêts particuliers (par exemple, l'industrie du bâtiment) ou par les intérêts de régions particulières (les grandes villes contre les zones rurales). Le subventionnement général peut par conséquent conduire au gaspillage de ressources naturelles et financières, et à des résultats socialement inéquitables dans le sens où les régions et les groupes puissants sont favorisés, en transférant des coûts vers les plus faibles.

Par ailleurs, un point de vue d'efficacité/équité purement économique visant la suppression complète de subventions n'est pas plus approprié. "Il est naïf de prétendre, comme certains le font, qu'en abandonnant la sécurité sociale et le système fiscal, on supprimera toute redistribution conséquente et indésirable des revenus" (Herrington, 1997).

Le coût de l'eau, même subventionné, est toujours couvert, non pas par les paiements mais par les impôts. La question porte sur le changement d'incidence sur les coûts et les bénéfices, quand le recouvrement par l'impôt est transféré vers celui par les prix. Cela signifie qu'il n'y a pas de raison que la tarification, conçue de façon adéquate, ne puisse pas exprimer les mêmes principes d'équité sociale que le système fiscal par exemple.

En trouvant un terrain d'entente, qui aborde à la fois l'accessibilité sociale et la contribution à une meilleure efficacité/équité économique, certaines solutions sont envisageables. Elles peuvent se traduire par une tarification orientée vers l'efficacité, sous forme de subventions croisées, ou de subventions et mesures d'aide particulières vers ceux qui en ont des besoins justifiés.

Même en maintenant les subventions, l'analyse économique des coûts que les différents usagers imposent au système est nécessaire. Elle permet des décisions plus rationnelles, plus transparentes et démocratiquement plus responsables, concernant le choix des usages (ou usagers) à subventionner, et les raisons de ces choix.

7.1.3 La protection de l'environnement

Efficacité économique et conservation de l'eau

La théorie économique suggère que si les coûts de prélèvement et de pollution sont pris en compte dans les prix de l'eau, alors une tarification efficace conduira à un niveau efficace (économiquement optimal) de l'utilisation et de la protection de l'environnement. Cependant:

1. Il existe toujours une certaine sous-estimation de la valeur réelle de l'environnement en raison des limites de l'estimation économique (voir la section 4.2.2). Par conséquent, les coûts réels de prélèvement ou de pollution, ainsi que les bénéfices de la conservation et du contrôle de la pollution, peuvent être sous-estimés. Les prix seront donc fixés à des taux inférieurs à ceux nécessaires.
2. L'usage "optimal" de la ressource ou la pollution peuvent toujours porter préjudice à l'environnement au-delà des suggestions de prudence et de précaution. Les incertitudes en matière d'effets sur l'environnement, et en particulier sur l'"irréversibilité", suggèrent que des prix plus élevés, des normes juridiques ou des contrôles directs plus stricts soient

appliqués dans certains cas, en allant au-delà des exigences de la seule efficacité économique.

Tarifification et conservation de l'eau

Une croyance répandue relie le prix de l'eau et son utilisation (mesurée par la consommation): une augmentation des prix ferait baisser la consommation et, par conséquent, contribuerait à la protection de l'environnement. Il y a cependant différentes opinions concernant la portée de cette influence. Une méta-analyse comparative, portant sur l'**élasticité des prix**, a étudié 268 cas de consommation d'eau en zone urbaine (principalement aux Etats-Unis et en Europe). Les résultats ont montré une grande variation, passant du positif au négatif, avec une moyenne de -0,43 (c'est-à-dire qu'une augmentation des prix de l'eau de 10% réduit la consommation d'eau de 4,3%) (Dalhuisen *et al*, 2002).

Un contre-argument affirme cependant que, dans de telles études, il est difficile d'isoler l'effet de la tarification sur la demande en eau, de l'influence d'autres variables (climat, habitudes, revenus, appareils existants, usage de l'eau en intérieur ou en extérieur, usage de base ou luxueux), ou encore que les conditions accompagnant le prix varient (une sécheresse avec un message fort auprès des consommateurs peut réduire leur utilisation d'eau). Bien que des prix très élevés aient certainement un effet sur l'usage de l'eau, les prix de l'eau sont généralement abordables pour le ménage moyen, de sorte que la variation des prix, réalisée dans une fourchette raisonnable, ne peut avoir qu'un **impact** limité.

“La façon d'utiliser les prix est toujours aussi importante que leur utilisation en soi” (Hanemann, 1998). La simple augmentation des prix peut ne pas réussir à économiser l'eau mais peut engendrer des conséquences négatives sur la distribution. La conception et le ciblage de la tarification, fondés sur une analyse détaillée de la demande en eau et des caractéristiques sociales, est essentielle (**tarification fondée sur l'incitation**).

Subventions et protection de l'environnement

Un compromis possible entre les objectifs d'efficacité et de conservation repose sur l'utilisation de **subventions** et d'**instruments de soutien du marché**. L'efficacité économique rejette les subventions et l'interférence étatique sur le marché. L'interdiction de subventionner de nouveaux ouvrages d'eau peut bénéficier à la conservation. Mais la diffusion d'une nouvelle GUDE ou de technologies du cycle de l'eau peut nécessiter un soutien financier ou un subventionnement (pour la recherche, le développement et la mise en œuvre) et l'information aux usagers (étiquetage d'appareils économes en eau).

Protection de l'environnement et équité

Des **excédents de revenus** peuvent être générés en facturant le coût des externalités environnementales aux usagers alors que le service d'eau n'a aucune dépense à ce sujet. De façon similaire, un service peut se servir du prétexte de la conservation de l'environnement (réel ou non) pour augmenter ses prix et, par conséquent, accroître ses revenus et ses profits. Le cadre réglementaire doit s'assurer que l'augmentation des tarifs est justifiée en termes d'objectifs de conservation ou d'amélioration convenue du service. Les excédents de revenus peuvent être versés à des activités de conservation de l'environnement. Une “redevance de prélèvement” est un instrument de recouvrement du coût environnemental sans création d'excédents de revenus pour le service d'eau.

Approches critiques

Certains points de vue s'opposent à l'approche actuelle selon laquelle le comptage et l'augmentation des prix sont bénéfiques à l'environnement et à la conservation. Selon eux, à long terme la “marchandisation” de l'eau va à l'encontre des objectifs de conservation (Bakker, 2001). Lier le revenu et les profits des services d'eau à la consommation d'eau est une incitation automatique contre la conservation de la ressource en eau. Par ailleurs, la transformation des usagers de l'eau “de citoyen à client” affaiblit le sens de la “prise en charge commune” d'un problème. Dans de nombreux cas de sécheresse, les citoyens ont coopéré au-delà et en dehors des strictes sanctions économiques, et ont répondu aux appels à l'économie d'eau pour le bien commun. En tant que “clients”, ils attendent de percevoir le service qu'ils payent et peuvent être moins enclins à accepter des mesures temporaires d'urgence (coupures rotatives, interdiction de certains usages etc.). Cette approche critique ne met plus l'accent sur la tarification mais sur des modèles plus “communautaires” (éducatifs, coopératifs et persuasifs) dans la gestion de la demande.

7.1.4 La durabilité financière

Les revenus issus du paiement de l'eau sont une source principale de financement du fonctionnement et des investissements du service d'eau. Les autres sources comprennent des subventions d'Etat (impôts), des prêts bancaires et des investissements privés. En principe, le revenu doit être suffisant pour couvrir les frais de fonctionnement et d'investissement. Les revenus doivent rembourser les prêts et les fonds privés. La capacité d'emprunt et le coût du capital dépendent également de la stabilité et des perspectives de revenus.

ENCADRE 7.1 LES COMPROMIS DE LA TARIFICATION DE L'EAU EFFICIENCE/CONSERVATION OU FINANCES

L'efficacité économique et l'économie d'eau requièrent un système tarifaire volumétrique. Mais les revenus indexés sur la consommation augmentent l'incertitude financière du service et nuit ainsi à sa crédibilité vis-à-vis des banques (donc à son taux de crédit).

Efficienc e ou équité

Les systèmes tarifaires basés sur les coûts différentiels (marginaux) à long terme favorisent l'efficacité mais peuvent générer des excédents de revenus injustifiés.

Efficienc e/conservation/équité ou coûts administratifs
Plus le système de prix est complexe, plus ses coûts administratifs sont élevés.

Efficienc e/préservation ou équité sociale

En couvrant une part plus importante des coûts liés à l'eau par les tarifs, on peut améliorer l'efficacité et encourager davantage les économies d'eau. Mais s'il n'y a pas de modérateur, le prix de l'eau peut devenir excessif et difficilement accessible aux personnes défavorisées.

Compromis entre l'augmentation des revenus et les autres objectifs de la tarification

Il existe trois conflits potentiels et compromis entre une tarification efficace et une tarification en faveur des économies d'eau:

1. Les services auront normalement une perception négative des structures de prix qui découragent la consommation d'eau, du fait qu'elles diminuent leurs perspectives de revenus.
2. Les tarifs indexant les revenus sur la consommation d'eau (tarification basée sur des volumes mesurés) affectent la stabilité des revenus et nuisent à la crédibilité bancaire des services d'eau. La plus grande partie des coûts des services d'eau est fixe à court terme. Par conséquent, l'instabilité des revenus du système de tarification volumétrique peut être évitée en basant ces revenus sur une redevance fixe (Dziegielewski *et al*, 1995). Ce raisonnement, qui prévalait dans le passé, est fondé sur le recouvrement de coûts accumulés et justifie une redevance fixe.
3. Des systèmes de prix plus avancés, différenciés et complexes, entraînent également des **coûts administratifs** plus élevés, augmentant les coûts de fonctionnement du service d'eau.

Réponses aux compromis

Plusieurs méthodes permettent de contourner ces compromis. Des systèmes de tarification bien conçus peuvent compenser les pertes financières ou l'augmentation des coûts administratifs liés aux économies d'eau, par les dépenses évitées de fonctionnement et d'infrastructure différée liées à la réduction de la demande en eau. Cependant, ceci requiert un système des coûts adapté, tenant compte des externalités et des coûts à long terme. Les services peuvent également développer des **mécanismes de soutien** (tels que des fonds de réserve, des comptabilités qui suivent de près les

revenus, ou encore des mécanismes d'ajustement des tarifs), qui réduisent le risque et augmentent la flexibilité dans la gestion des flux variables de revenus (Dziegielewski *et al*, 1995).

7.2 LES SYSTEMES DE TARIFICATION

L'encadré 7.1 résume les compromis essentiels devant être pris en compte par tout système de tarification. Certains compromis peuvent être difficiles à surmonter, étant donné qu'ils reflètent différentes approches et “points de vue sur le monde” (par exemple, entre efficacité économique ou équité sociale). De telles différences doivent être soumises à une analyse raisonnable et à un débat politisé sur leurs avantages et inconvénients, en liaison avec certains aspects de politique générale. D'autres différences peuvent être plus ou moins réconciliées par une conception adroite du système de tarification.

Le terme “système” est délibérément utilisé afin de montrer que la tarification ne se limite pas aux prix et à la structure des prix. Des schémas de soutien et des politiques plus globales peuvent compléter les tarifs pour tendre vers les objectifs d'efficacité, d'équité, de conservation et d'équilibre financier des services.

Un **tarif** est un système de procédures et de composantes qui détermine la facture d'eau totale d'un consommateur. On appelle **redevance** toute composante de la facture mesurée en unités monétaires ou en unités argent/temps (par exemple, en euros/mois). Les composantes mesurées en unités argent/volume (par exemple, euros/m³) sont appelées **taux** (OCDE, 1999). L'encadré 7.2 présente les composantes principales d'un tarif.

ENCADRE 7.2 LES ELEMENTS D'UNE STRUCTURE TARIFAIRE (OCDE, 1999)

Les **tarifs forfaitaires**, appliqués dans les villes non équipées de compteurs d'eau, se composent d'une redevance de raccordement et d'une redevance fixe. Les **tarifs volumétriques** y ajoutent un taux volumétrique.

La **redevance de raccordement**, ponctuelle et payable d'avance, est perçue pour le raccordement de l'utilisateur au réseau public de distribution d'eau.

Une **redevance fixe** est une charge, soit répartie de façon égalitaire entre les consommateurs (par exemple, à l'intérieur d'une catégorie donnée d'utilisateurs ou d'une zone géographique particulière), soit liée à une autre caractéristique du consommateur (diamètre de la canalisation de raccord ou capacité du compteur, valeur du bien immobilier, nombre d'appareils utilisant de l'eau, dimension du terrain, etc.). Dans les tarifs forfaitaires, elle constitue le coût total. Dans les tarifs volumétriques, cette partie fixe couvre seulement les coûts de l'abonnement non directement liés aux volumes consommés (tels que l'entretien et le relevé du compteur, la facturation et la perception des redevances).

Un **taux volumétrique** est le taux qui, multiplié par le volume d'eau consommée au cours de la période de facturation, aboutit à la redevance volumétrique pour la période.

Les tarifs volumétriques peuvent se distinguer par un **taux uniforme** ou des **taux par tranches** qui sous-entend une redevance par tranches. Les tarifs volumétriques incluent normalement une redevance minimum, généralement imposée pour protéger les ressources financières du service, et précisant qu'un volume minimum sera facturé pour chaque période, que le volume en question ait ou non été effectivement consommé.

Une **redevance par tranches** est définie par les limites inférieure et supérieure des volumes de consommation par niveau de redevance (sauf pour la tranche la plus haute). Des taux volumétriques différents sont souvent attachés aux différentes tranches. Si les taux augmentent ou diminuent à mesure que la consommation d'eau augmente, on parlera respectivement de **tarification progressive** ou **dégressive par tranches**.

7.2.1 Tarif forfaitaire ou tarif volumétrique

L'introduction des compteurs et des tarifs volumétriques dans les villes, dans certains quartiers ou auprès d'utilisateurs particuliers, auparavant non équipés de compteurs et facturés sur une base forfaitaire, est un sujet vivement contesté. Dans les villes de la Méditerranée, l'alimentation sans compteur est rare. Néanmoins, de telles situations peuvent se produire dans certaines agglomérations rurales devenues urbaines, où la fourniture d'eau n'était pas mesurée.

Avantages des tarifs volumétriques

Les tarifs volumétriques sont un préalable de l'efficacité économique, étant donné qu'il s'agit de la seule façon de faire couvrir par l'utilisateur le coût différentiel (marginal) de sa demande. Lier la consommation au montant de la facture est également indispensable si la conservation de l'eau fait l'objet d'incitations.

Obstacles au passage d'une fourniture non mesurée à une fourniture mesurée

La pose de compteurs sur des réseaux qui n'en disposaient pas implique un coût d'investissement et de fonctionnement (administratif) conséquent. Les services d'eau peuvent être réticents à un tel investissement. On peut envisager des plans de

financement où le coût de la pose des compteurs est répercuté directement sur la facture d'eau du consommateur. En revanche, cela peut entraîner une forte réaction de la population contre ces frais supplémentaires si le besoin de comptage n'est pas largement partagé par la collectivité. Les services facturés un tarif forfaitaire jouissent de revenus plus stables et peuvent être réticents à risquer leurs revenus et leur crédibilité bancaire en passant à la redevance volumétrique.

Inconvénients des tarifs volumétriques

Bien que l'élaboration des tarifs volumétriques vise le recouvrement des coûts marginaux, dans la pratique, les utilisateurs supportent rarement le coût marginal actuel de leur demande, étant donné que le nombre d'individus par compteur varie. Chaque utilisateur supporte plus ou moins le coût marginal actuel qu'il impose au système.

Équité sociale et considérations sur la capacité à payer

Le passage à la tarification volumétrique a des conséquences importantes sur la redistribution. Il est néanmoins difficile de déterminer son incidence en général car elle dépend des détails de répartition dans l'ancienne tarification (forfaitaire) et dans la nouvelle (volumétrique).

Les redevances fixes des tarifs forfaitaires sont généralement égalitaires (la même pour tous les usagers de la même classe) ou différenciées selon des critères affichés induisant le niveau de consommation du client (par exemple, le type de logement, le nombre d'appareils). Dans certains cas, cette différenciation peut, délibérément ou non, refléter les différences de revenus. C'est le cas si la redevance fixe est indexée sur des facteurs affichés tels que les critères de valeur immobilière, de catégorie fiscale ou de taille du foyer.

Le passage à la tarification volumétrique ne doit pas conduire à une augmentation des redevances pour tous, à moins que les coûts aient également varié (par exemple, en couvrant par les prix une grande partie du coût de l'eau).

Pour certains coûts, la tarification volumétrique peut augmenter le prix pour certains usagers et le diminuer pour d'autres. La tarification volumétrique ne porte pas préjudice aux plus démunis, par définition, bien que cela soit souvent le cas dans la pratique. L'incidence des coûts dépend des modes de consommation des usagers (avant et après l'introduction de la nouvelle tarification) et de la structure de la tarification volumétrique.

Il faut néanmoins avoir conscience qu'en liant la consommation et le prix, les usagers les plus démunis peuvent choisir de réduire leur consommation et, par conséquent, mettre leur santé en danger, ce qui ne sera pas le cas avec la tarification forfaitaire. De tels risques peuvent être évités grâce à une conception adéquate de la tarification volumétrique et/ou de l'aide aux groupes vulnérables; la différenciation sociale est ainsi prise en compte.

Lorsqu'il a été décidé de passer d'une tarification forfaitaire non-mesurée à une tarification volumétrique, la **gestion du changement** peut être plus importante que le changement en lui-même. Tous les résultats et les impacts ne peuvent être étudiés et prédits à l'avance. Il est très important de surveiller avec précaution l'impact sur des groupes sociaux particuliers, et de s'adapter aux problèmes en modifiant le système de prix (par exemple, en introduisant des moratoires préalables à la déconnexion, en gelant les augmentations dans les factures des groupes vulnérables). Les usagers doivent être préalablement avertis, et de façon adéquate, du changement, de ses implications, des changements de comportement requis (c'est-à-dire utiliser l'eau avec plus de précaution) et des options disponibles (par exemple la modernisation des équipements).

Implications concernant l'économie d'eau

Les partisans de la tarification volumétrique soulignent les avantages de l'incitation économique à une consommation raisonnable de l'eau. Les partisans de la tarification forfaitaire

remettent en question l'impact réel des prix à long terme, en mettant l'accent sur les répercussions négatives de la marchandisation de l'eau et en plaidant en faveur d'autres approches de la gestion de la demande.

7.2.2 Tarification uniforme ou par tranches progressives

Avantages de la tarification par tranches progressives
La tarification par tranches progressives peut être conçue de manière à satisfaire certains objectifs importants (Hanemann, 1998):

- La tranche de consommation la plus haute peut être fixée de façon à atteindre le coût marginal de l'eau et à donner des signaux d'**efficacité** aux consommateurs
- La demande en eau de la tranche la plus haute est considérée comme plus malléable, étant donné qu'elle correspond à des besoins non essentiels. Une facturation plus élevée des usagers de la tranche la plus haute contribuera ainsi à la **conservation** de l'eau
- Une redevance fixe et une redevance minimum peuvent **diminuer le risque lié aux revenus** du service d'eau
- La fixation de tranches inférieures au-dessous du prix marginal **neutralise** d'éventuels **excédents de revenus** du service d'eau
- L'ajout d'une première tranche gratuite ou à faible prix pour la consommation correspondant aux besoins de base, nommée "tranche vitale", répond au souci de la capacité à payer (Herrington, 1997)

Limites et inconvénients de la tarification par tranches progressives

1. Un client (ménage) peut être composé de plusieurs personnes. Selon la taille du foyer, chacun est plus ou moins en mesure de supporter le coût correspondant à son usage. Les mesures incitatives seront faussées, étant donné que les foyers les plus grands tendent à payer en fonction de la tranche la plus élevée, alors que les ménages les plus petits (une tendance croissante dans les villes européennes du pourtour méditerranéen, voir le chapitre 2 du volume 1) paient en fonction des tranches les plus basses. Il faudrait idéalement adapter l'allocation minimale et les tranches en fonction du nombre de personnes dans chaque foyer, même si l'on peut douter de la faisabilité d'une telle disposition à un coût administratif justifiable.
2. Avec une tarification par tranches, plus les consommateurs économisent l'eau, plus les incitations à l'économie d'eau perdent de leur intérêt.
3. Les consommateurs peuvent aussi en déduire qu'en augmentant leur consommation, ils peuvent répartir leur redevance fixe et ainsi

	FORFAIT	TRANCHES PROGRESSIVES	VOLUMETRIQUE AU COUT MARGINAL
Efficienc économique	0 Manque d'incitation à l'utilisation efficace	++ Lie la consommation au coût (les tranches élevées peuvent refléter le coût marginal) mais les usagers individuels paient moins (cas d'un petit ménage) ou plus (cas d'une famille nombreuse) que le coût marginal réel de leur propre consommation	+++ Directement lié au coût marginal de l'approvisionnement
Equitable / conscience sociale	+++ Redevances indexées sur des critères de revenus	++ Peut inclure une tranche adaptée au besoins minimaux ou "tranche vitale" mais risque de désavantager les familles nombreuses	+ Coûts élevés mais peut être géré en ajustant la part fixe (quitte à la rendre négative / créditrice) aux critères de revenus
Économie d'eau	+ Manque d'incitation mais renforce l'esprit de volontariat et la conscience sociale	++ Coûts élevés pour les gros consommateurs mais: distorsion dans les incitations pour les ménages petits ou grands. Incitation à économiser réduite au fur et à mesure que l'on économise. Impression du consommateur que les coûts fixes sont "répartis" s'ils consomment davantage	++ Plus on consomme, plus on paie, de manière proportionnelle
Financement	+++ Revenus stables et prévisibles	++ Revenus incertains; peut être géré avec des mesures d'aide ou des redevances fixes Possibilité de revenus excédentaires; peut être géré en fixant des tranches inférieures aux coûts fixes et d'autres supérieures.	++ Revenus incertains; peut être géré avec des mesures d'aide ou des redevances fixes. Possibilité de revenus en excès; peut être géré en indexant les redevances fixes sur le seuil de rentabilité
Gestion administrative	+++ Facile à administrer Pas besoin de compteurs / pas de coûts de comptage	+ Relativement plus complexe à administrer	++ Facile à administrer une fois établi Mais: poids administratif du calcul des coûts marginaux

Tableau 7.1
Comparaison des différents systèmes de tarification

+++ = très performant pour ce critère
0 = échoue d'après ce critère

diminuer le coût unitaire total (Hanemann, 1998). Les tarifs à tranches progressives sont complexes et souvent incompréhensibles des usagers. Des factures d'eau plus informatives répondraient partiellement à ces problèmes, sans nécessairement les résoudre (par ailleurs, elles représentent des coûts administratifs supplémentaires pour le service d'eau).

4. L'élaboration des tranches (points de transition et différentiel de prix) est cruciale pour l'économie d'eau. Elle doit être adaptée aux différences de demandes en eau et de caractéristiques climatiques. Les informations nécessaires (**analyse de la demande**) représentent cependant un coût administratif élevé. De nombreux services d'eau optent pour

une conception plus simple qui fixe les tranches en fonction de la répartition du nombre de factures selon le niveau de consommation. La tranche la plus haute correspond par exemple à la consommation des 5% de factures les plus élevées. Ces tranches peuvent cependant se révéler inefficaces pour inciter fortement les usagers aux économies d'eau.

5. Si les écarts de consommation sont trop faibles (par exemple, dans les villes où la majorité de la population présente des revenus et des modèles de consommation similaires), le potentiel de différenciation entre les tranches (destiné à influencer la demande) sera plus faible.
6. Dans une ville où la majorité de la population est défavorisée, les subventions croisées de la tranche

vitale, financée par les tranches les plus hautes, seront limitées. En termes plus simples, moins il y a de personnes "aisées", plus elles devront payer afin de subventionner les plus défavorisés. Les personnes aisées, qui disposent généralement d'un plus grand pouvoir politique et peuvent influencer les décisions politiques, peuvent ne pas accepter des prix au-dessus de certains niveaux. Par ailleurs, les gros consommateurs (industries, grandes propriétés etc.) peuvent décider d'exploiter leurs propres ressources (nappes souterraines, dessalement) (Lee et al, 2001).

7. Les tranches vitales peuvent assurer une quantité minimale d'eau à faible prix aux plus défavorisés, aux petits ménages (par exemple, habitant solitaire ou couples de retraités) mais pas aux familles nombreuses (une caractéristique des familles pauvres dans les villes de l'Est et du Sud du bassin méditerranéen). Leur redevance indexée sur la plus haute consommation volumétrique, en raison d'un usage excessif, aggravera probablement leur position relative. Une alternative de moindre optimum serait de fonder la tranche de prix bas sur l'hypothèse d'un adulte et du nombre d'enfants (ou également de retraités) qui peut être vérifié par les droits aux allocations selon le nombre d'enfants (et de retraités) (Herrington, 1997).
8. Des usagers plus à l'aise financièrement bénéficieront également de la tranche vitale. Néanmoins cette (petite) perte en équité peut être tolérée, étant donné que la capacité à payer et la sécurité de santé publique sont plus importantes. Divers critères et dispositifs peuvent permettre (avec un coût administratif) d'identifier les usagers qui peuvent prétendre à la tranche vitale (voir ci-dessous).

La tranche vitale et les subventions croisées des usagers les plus aisés vers les usagers défavorisés peuvent poser problème selon l'équité économique. Dans certains pays, le cadre juridique sur la concurrence peut limiter la discrimination par des prix fixés au-dessus de certains niveaux. Les gros consommateurs (comme les industries) peuvent contester des différences de prix légalement injustifiées concernant leurs tarifs ou les tranches les plus élevées.

Avantages des tarifs volumétriques uniformes
Une alternative au taux progressif par tranche est un taux volumétrique uniforme **reflétant approximativement le coût marginal d'un nouvel approvisionnement**². Ce taux présente certains avantages sur les tarifs par tranches:

2 Les informations concernant la tarification volumétrique et certaines critiques des taux à tranches progressives sont issues de communications personnelles de l'auteur avec Dr Gary Wolff, économiste principal et ingénieur, Institut du Pacifique, Oakland, Californie.

1. les consommateurs le comprennent mieux et il implique des coûts administratifs plus faibles pour le service d'eau
2. les mesures incitatives aux économies d'eau ne diffèrent pas pour les petits ménages et les familles nombreuses. Les mesures sont parfaitement claires: plus l'on consomme, plus l'on paie, proportionnellement.

Inconvénients des tarifs volumétriques uniformes
Cependant, il faut mentionner quelques conséquences négatives potentielles:

1. Des revenus excédentaires peuvent être générés. S'ils peuvent être identifiés avec précision et examinés objectivement, leur utilisation peut ensuite être limitée à des fonds spéciaux (comme un fonds de conservation, un fonds social pour aider les usagers défavorisés ou un fonds pour la protection/restauration de l'environnement). Mais cela s'avère souvent difficile. La solution du système tarifaire revient alors à baisser les redevances fixes en dessous du niveau requis pour couvrir les coûts fixes. Ceci ne crée pas de distorsion dans les décisions des usagers et permet au service d'équilibrer ses coûts et ses revenus. Mais diminuer les redevances fixes accroît l'incertitude et les risques liés aux revenus.
2. Un prix uniforme peut engendrer des difficultés pour les groupes à faibles revenus parmi les clients à revenus fixes. En supposant qu'un système puisse être trouvé pour identifier correctement les usagers dans le besoin, on peut mettre en place une tarification différente en diminuant la redevance fixe de manière à rendre le total de la facture accessible. Si nécessaire, la redevance fixe peut être même négative, c'est-à-dire portée au crédit des charges volumétriques.

Le tableau 7.1 compare les trois différents systèmes de prix décrits ci-dessus au regard des quatre objectifs de la tarification de l'eau, et de leur faisabilité et coût administratifs.

7.2.3 Les tarifs différenciés

Différents tarifs destinés aux différents types d'usagers (domestiques, commerciaux, industriels, publics) sont déjà mis en place dans la plupart des villes. Ils sont établis selon un critère bien choisi, habituellement la taille du branchement (ou du compteur).

De la même façon, les tarifs peuvent être conçus selon les caractéristiques particulières des usagers (valeur du logement, taille de la famille, allocations sociales...). Un dispositif d'accréditation peut permettre l'identification de l'utilisateur défavorisé et l'ajustement d'une redevance correspondant à ses besoins. Le Luxembourg utilise différents tarifs volumétriques en fonction du nombre d'enfants dans le ménage (OCDE, 1999).

La principale contrainte de ces dispositifs est son coût administratif, lié à l’identification et à la vérification des usagers qui sollicitent un tarif différent.

Tarifs saisonniers

Il y a aussi une certaine latitude pour ajuster les tarifs selon les saisons (**tarifs saisonniers**). La consommation d’eau en zone urbaine sur le littoral méditerranéen présente une forte saisonnalité liée au climat et au tourisme. Des **tarifs** prédéterminés, ajustés aux **années de sécheresse**, peuvent être automatiquement appliqués ces années-là (comme cela aura été préalablement défini par un dispositif objectif). Les tarifs d’été peuvent également être un outil très utile. Ils peuvent varier depuis des dispositions simples, comme une prime fixe ajoutée à la facture en période estivale, jusqu’à des plus avancées, avec une structure tarifaire estivale complètement différente visant, soit le recouvrement des divers coûts marginaux de la consommation estivale, soit des objectifs incitant aux économies d’eau. Les coûts administratifs liés à deux systèmes de comptabilité et de facturation sont un facteur à prendre en compte.

Les tarifs saisonniers sont pertinents en termes d’efficacité et d’équité économiques. Les coûts peuvent être plus élevés à certaines périodes et moins à d’autres. La demande de pointe estivale nécessite une infrastructure onéreuse qui ne sera pas utilisée le reste de l’année. Les tarifs d’été peuvent faire supporter aux usagers le coût marginal de leur demande saisonnière et répercuter les coûts supplémentaires sur les consommateurs qui entraînent ces coûts. Ce système est économiquement plus équitable qu’une répartition sur tous les usagers et sur toute l’année.

Les tarifs saisonniers peuvent également contribuer aux économies d’eau. Les types et les caractéristiques de la demande varient selon les saisons (par exemple, la demande d’usage en extérieur augmente en été). La proposition de tarifs spéciaux doit tenir compte des spécificités des usages de l’eau en période estivale.

Tarifification à la priorité

Des services d’eau urbains ont proposé une **tarifification à la priorité** offrant aux clients la possibilité de choisir une tarification qui dépende de la fiabilité du service (par exemple, les clients payant les prix les plus bas peuvent subir des coupures d’eau en période de sécheresse). Cependant, cette tarification nécessite des mécanismes clairs de manière à définir les niveaux de fiabilité et à décider des moments auxquels doivent s’appliquer les conditions spéciales (Dziegelewski et al, 1995).

On peut envisager différents systèmes de tarification pour des fournitures d’eau de qualité différente (eau potable ou eaux usées recyclées).

Ces tarifications sont nécessaires à la promotion et au développement d’approvisionnements secondaires (voir le chapitre 6).

7.2.4 Les instruments d’aide à la capacité à payer³

Les questions sociales d’accessibilité peuvent être traitées par des **mesures d’aide aux revenus** ou des mesures basées sur les tarifs (nommés “**tarifs sociaux**”) (OCDE, 2002).

Les mesures d’aide

L’aide aux revenus se concrétise par les instruments suivants:

- l’assistance sociale et les allocations de logement qui couvrent les factures d’eau (ou une partie)
- les “fonds de solidarité” municipaux
- des bons de services d’eau et des cartes d’accès pour les groupes vulnérables
- des remises et des rabais sur les factures d’un montant prédéterminé ou d’un groupe en particulier
- l’aide au paiement sous forme de facilités de paiement, de prêts spéciaux et d’annulation des arriérés

Dans le cadre de **programmes d’aide**, il est important d’indexer le niveau d’aide liée à l’eau sur les variations des prix de l’eau, étant donné qu’elles sont généralement supérieures à l’inflation, à cause des tendances récentes de réforme des prix.

L’**interdiction légale de la fermeture du branchement** peut diminuer le risque d’impacts sur la santé publique des ménages défavorisés. En revanche, des clients aux revenus stables peuvent également en profiter et s’abstenir de payer (ou retarder leur paiement). A moins que le recouvrement du coût ne soit assuré par l’Etat, les services seront confrontés à un risque croissant d’instabilité de leurs revenus. Un dispositif fiable est nécessaire afin d’identifier les individus réellement en difficulté et, par conséquent, dans l’impossibilité de payer leurs factures.

Il existe d’autres options que les moratoires préalables à la fermeture du branchement, comme l’octroi d’un délai (généralement de quelques mois) avant d’y recourir. Des facilités spéciales de paiement peuvent être discutées et accordées pendant cette période pour permettre au service d’eau de mieux évaluer l’incapacité réelle de paiement de l’usager. Les différents dispositifs de déconnexion vis-à-vis des usagers à faibles revenus peuvent être définis lors de l’établissement du contrat de service.

³ Toute l’information de cette section est basée sur le rapport de l’OCDE (2002): “Problèmes sociaux liés à la distribution et à la tarification de l’eau”

Tarifs sociaux

Les mesures basées sur la tarification comprennent principalement la **tarifification par tranches progressives comprenant une tranche sociale ou “vitale”** et la **tarifification différenciée pour certains groupes sociaux** (choix de tarification ou tarification restreinte). Des subventions croisées peuvent provenir d’autres usagers (par exemple, les industries) ou d’autres ménages. Elles peuvent également être plus directes que dans la tarification à tranches différenciées.

Une taxe spéciale peut être appliquée à tous les usagers ou à une certaine catégorie d’usagers (à revenus stables, aux plus aisés, aux gros consommateurs). Les fonds collectés à partir de cette taxe peuvent ensuite être redirigés vers des actions particulières d’aide aux plus démunis. Il a été proposé de créer une “**redevance de solidarité**”, qui serait imposée sur les factures élevées en vue de financer l’extension du réseau d’eau ou d’assainissement dans un quartier plus défavorisé qui ne bénéficierait pas encore d’une couverture complète du service (Hall, 2001).

Autres mesures

Les **subventions ciblées** en faveur de zones à coûts élevés ou de groupes vulnérables sont un autre instrument potentiel, qui vise en particulier la gestion des périodes de transition lors de réforme des prix, où les coûts peuvent augmenter fortement sans que les impacts ne soient connus (OCDE, 2002).

Les **programmes ciblés de gestion de la demande en eau** dans les zones défavorisées (par exemple, les remises ou les rabais) sont un instrument moins habituel. La réduction de la facture n’est pas réalisée par le biais de subventions directes mais par des incitations à une moindre consommation d’eau, en accord avec les objectifs d’économie d’eau (OCDE, 2002).

Considérations sur les programmes d’aide et de tarifs sociaux

Un dispositif d’**éligibilité et de vérification** des usagers qui bénéficieront de cette aide est essentiel pour beaucoup de mesures mentionnées ci-dessus. L’utilisation des dispositifs d’éligibilité existants (tels que les allocations sociales) peut réduire les charges administratives et de suivi pour le service d’eau. Il faut néanmoins s’assurer que les critères utilisés dans les dispositifs existants prennent suffisamment en compte toutes les populations faisant face à des difficultés de paiement, consécutives à une hausse du coût de l’eau.

Beaucoup de ces mesures nécessitent que les usagers fassent la demande d’allocation (par exemple, pour un tarif spécial ou pour une mesure d’aide). Certains usagers ciblés (en particulier les

chômeurs et les personnes sans formation) sont moins à même de se renseigner sur les allocations auxquelles ils peuvent prétendre, ou disposent de moins de temps ou de capacité pour en faire la demande. Les programmes d’aide et d’information sont ainsi essentiels.

Les dispositifs d’éligibilité, les programmes d’aide et d’information, les dispositions et la communication avec les usagers sujets à déconnexion, ont tous un **coût administratif** conséquent. Ils représentent les coûts les plus élevés des mesures d’aide. Il se pose le problème important de “qui supportera ces coûts” (les usagers, le service d’eau ou l’État). Chacune des mesures d’aide ainsi que chacun des divers dispositifs d’éligibilité répartit les coûts de façon différente. Les services d’eau privés seront moins enclins à engager de tels coûts sauf s’ils ont l’assurance de les couvrir par le biais des redevances.

Les politiques des services d’eau qui gèrent l’aide des groupes vulnérables avec des coûts administratifs réduits doivent être contrôlées. Par exemple, des services d’eau ont instauré les systèmes de paiement “intelligents” (connexion par carte ou par jeton) auprès des “mauvais clients” (des usagers déconnectés puis rebranchés). Ce système permet de réduire les coûts administratifs relatifs aux retards de paiements et aux coupures. Ils aggravent cependant les problèmes d’ordre social. Un nombre inconnu d’usagers peut opter pour une “déconnexion volontaire” en ne renouvelant pas leur carte. Les moratoires préalables aux coupures seront inefficaces dans les systèmes à carte.

Certaines formes de **responsabilité sociétale d’entreprise** et de **rapport social** peuvent encourager les services d’eau à adopter volontairement des politiques sociales responsables. Il est néanmoins conseillé de définir clairement les responsabilités au regard de la réglementation et/ou des contrats entre les services d’eau et l’État.

7.2.5 La tarification des eaux usées et des eaux pluviales

Evaluation des coûts

La tarification visant le contrôle de la pollution est peu différente de celle de la consommation de l’eau. Les principes de coût de revient et de coût marginal s’appliquent encore. En théorie, les coûts environnementaux doivent être calculés en termes de dommages causés aux eaux réceptrices. Une approche plus pragmatique est de les considérer inclus dans les coûts d’investissement et de fonctionnement nécessaires au niveau légal de traitement imposé, bien que cela ne concorde pas

avec le niveau réel de dommages causés par des eaux usées non traitées (Lee *et al*, 2001).

Tarification des eaux usées

Des **impôts locaux** ou un supplément ajouté au tarif de l'eau (**redevance/taxe fixe** ou incorporé au **tarif volumétrique**) peuvent couvrir les coûts de gestion et d'épuration des eaux usées. Les différences de composition des eaux usées produites par différents ménages sont supposées faibles (de même que pour les coûts imposés au système). La quantité d'eau consommée peut fournir une variable adéquate tant pour la quantité d'eaux usées produite que pour les coûts d'investissement et de fonctionnement supportés par le système. Cependant, plus le niveau d'eau utilisé en extérieur est élevé, moins cette évaluation est juste. Les coûts administratifs supplémentaires d'un système plus différencié n'apparaissent pas justifiés en termes de gain d'efficacité ni en termes de mise en place de mesures incitatives (Herrington, 1997).

En revanche, ce n'est pas le cas des effluents industriels, où les charges polluantes et les exigences de traitement peuvent varier considérablement entre les industries. Il existe davantage de possibilités de tarifs explicites et différenciés, liés au type de déversement et reflétant les coûts supplémentaires pesant sur le système (par exemple, le traitement d'effluents non usuels ou l'amélioration du processus de traitement). Ces **redevances d'assainissement** sont nécessaires afin d'inciter les industries à effectuer leur propre traitement local avant de rejeter leurs effluents dans le réseau central.

Tarification des eaux pluviales

Le recouvrement des coûts et la tarification des eaux pluviales dépendent du type de système (séparatif ou unitaire) et du choix d'attribuer ces responsabilités au service d'eau ou à une autre institution publique. Dans le cas d'un système public séparé, l'imposition est l'option la plus directe. Si l'imposition est prélevée par le biais de taxes d'habitation ou de taxes sur les nouvelles constructions, elle peut être liée au type de développement et encourager les conceptions respectueuses de l'eau.

Dans le cas d'un système d'assainissement unitaire ou géré par le service d'eau, les coûts d'investissement et de fonctionnement peuvent faire partie du système global de tarification et d'évaluation des coûts (redevance fixe ou incorporée dans les tarifs volumétriques). La redevance de raccordement est un instrument par lequel couvrir les coûts des eaux pluviales. L'équité économique peut être accrue en l'indexant sur la surface couverte par le projet, considérée comme un indicateur variable de la surface recueillant

les eaux de pluie. Le bas niveau et le caractère ponctuel de la redevance de raccordement vont cependant limiter l'incitation à des conceptions plus respectueuses de l'eau ou aux adaptations subséquentes. Ces incitations seraient mieux mises en œuvre par une redevance fixe de drainage incluse dans la facture d'eau; ce peut être lié à des variables décrivant la surface drainée. Une approche pratique basée sur l'incitation consisterait à prévoir des rabais ou même la suppression de la redevance en fonction de la conception d'un nouvel aménagement ou des améliorations apportées en rapport avec les eaux pluviales (par exemple, la collecte des eaux de pluie, la réduction de surface imperméabilisée, etc.). Les coûts administratifs de collecte et de vérification des informations sur la couverture de la surface peuvent être un obstacle important à la mise en œuvre d'une tarification sophistiquée des eaux pluviales.

7.2.6 La redevance de prélèvement

Les services d'eau urbains sont eux-mêmes des usagers. Leur utilisation a un coût externe sur l'environnement dont ils prélèvent l'eau ou qu'ils doivent modifier (par exemple, par un barrage), ainsi qu'un coût de substitution reporté sur les autres usagers enclins à utiliser la ressource en eau. Les considérations d'efficacité, d'équité et d'économie d'eau suggèrent que les services d'eau doivent justifier le coût de leur utilisation. Une redevance de prélèvement appliquée aux services d'eau urbains doit s'inscrire dans un dispositif de tarification plus large des usagers du bassin versant (incluant les usagers agricoles et industriels). La Directive-cadre européenne sur l'eau oblige les pays européens du pourtour méditerranéen à mieux affecter les coûts entre les usagers de l'eau.

Les redevances de prélèvement peuvent s'appliquer, soit sur la **capacité** à prélever (basée sur un débit autorisé par un permis), soit sur la **consommation réelle**, qui nécessite un compteur et un suivi. Les systèmes basés sur la capacité sont plus courants en raison de leur facilité de gestion. Les critères déterminant le niveau de la redevance dépendent des approximations sur les coûts imposés.

Les systèmes basés sur la consommation réelle sont moins courants. Ils peuvent encourager les services d'eau à mieux gérer leurs approvisionnements en eau. Par exemple, la réduction des fuites aura un bénéfice supplémentaire avec la réduction des redevances d'eaux brutes. Afin d'être efficace, un régime de redevance à la consommation réelle doit tenir compte des externalités à long terme mais aussi distinguer les consommations réelles des flux de retour avec prise en compte réelle de la qualité

de l'eau renvoyée vers le système. Il peut s'avérer difficile de calculer ces coûts.

Les redevances de prélèvement permettent de recouvrer les coûts environnementaux ou d'imposer des **taxes environnementales** sur la consommation d'eau. Étant donné la difficulté d'évaluer ces coûts, une approche plus pragmatique propose d'utiliser le système de redevance afin de couvrir les coûts d'investissement spécifiques à l'environnement, par exemple en finançant une agence de bassin ou une agence pour l'environnement. En Angleterre et au Pays de Galles, les redevances de prélèvement couvrent partiellement les coûts de fonctionnement de l'Agence pour l'environnement.

La destination des revenus perçus à travers les redevances de prélèvement est un sujet délicat, d'autant plus que l'eau est un monopole naturel. Si les revenus reviennent au Trésor public, les redevances d'eau pourront servir de fait à subventionner d'autres dépenses gouvernementales. Le point de vue efficacité/équité économique réprouve de telles subventions. D'un point de vue d'équité sociale, leur acceptation dépend de la destination des fonds et de leur contribution à la réduction des disparités sociales et des revenus. Quel que soit le cas, il est préférable que de tels transferts soient transparents. Généralement, le financement d'activités particulières (comme dans l'Agence pour l'environnement) est la meilleure option.

7.2.7 Le processus d'établissement de la tarification

La réforme des prix est difficile. L'évaluation du prix de l'eau est à juste titre un problème socialement "lourd". L'eau est un bien public et économique essentiel. Des variations dans sa tarification ont des répercussions en termes de redistribution et d'environnement. Le processus de fixation des tarifs implique de façon formelle ou informelle (par les pressions) différents acteurs. Chacun attribue un poids différent aux divers critères et, par conséquent, envisagent des arbitrages différemment équilibrés. Ces divergences politisent le processus de tarification de l'eau.

L'**inégalité perçue** est un obstacle majeur aux réformes de la tarification de l'eau. Dans bien des cas, le débat politique se réduit aux deux "démons": "aucun changement" contre "un mauvais changement". La **justice** dans le processus est aussi importante que la justice dans le résultat final. Des processus de fixation des tarifs de l'eau **compréhensibles, ouverts et transparents**, avec la participation du public, sont les garants de leur acceptation future.

Un cadre réglementaire définissant clairement défini le processus et les critères choisis pour la détermination des prix, est une condition fondamentale. Le chapitre 3 présente les aspects fondamentaux de la **réglementation économique**.

Le processus doit être aussi **ouvert** que possible, en permettant une **représentation adéquate des acteurs concernés**, impliqués par le biais de débats publics, de **comités de citoyens** et des processus participatifs associés (voir le chapitre suivant). L'influence relative de chaque acteur dans le processus est décisive pour le résultat final. Les processus où seul un ministère ou un service d'eau fixe les tarifs sont inadéquats. L'encadré 7.3 présente l'exemple d'un processus participatif efficace, utilisé lors de la procédure d'établissement de la tarification en Californie (États-Unis). Les conditions dans de nombreuses villes de la Méditerranée sont telles qu'il est trop tôt pour engager un processus participatif aussi exigeant (par exemple, tenir 75 réunions et plusieurs débats publics). Néanmoins, le cas du Ruban bleu peut être regardé comme un modèle idéal: au moins, sa philosophie de base et certains aspects choisis peuvent être transférés vers les villes de la Méditerranée.

7.3 RECOMMANDATIONS POUR UNE TARIFICATION APPROPRIÉE DES SERVICES D'EAU URBAINS

Ce chapitre a montré que la tarification de l'eau en zone urbaine est un effort très complexe. Les idéaux de la théorie économique indiquent des directions utiles en termes d'efficacité économique, mais il peut être impossible ou trop onéreux de les appliquer dans leur intégralité. Ces directions peuvent être partiellement en conflit avec des objectifs environnementaux ou avec des notions socialement partagées de ce qui est "juste". Il est important de travailler au développement de systèmes de tarification pluridimensionnels, qui expriment des choix explicites et acceptables sur les objectifs et les compromis économiques, sociaux et environnementaux. Les systèmes de tarification de la majorité des villes du littoral méditerranéen sont loin de ce but. Ils sont généralement dérivés des coûts moyens antérieurs (approche intégrée des coûts), dont une part significative a été subventionnée. Les coûts environnementaux et futurs ne sont pas pris en compte. Les usagers paient généralement leur consommation d'eau selon une tarification volumétrique, dont l'élaboration ne vise cependant aucun objectif d'économie d'eau. Les considérations d'ordre social sont prises en maintenant le prix de l'eau à un niveau bas, ce qui bénéficie aussi aux usages de luxe et au gaspillage. La récente tendance à supprimer les subventions et à augmenter les prix,

ENCADRE 7.3
LA FIXATION DES PRIX PAR LE COMITE DU
RUBAN BLEU DE LOS ANGELES
(source: Wong, 1999)

Au cours de l'été 1991, suite à une grave crise due à la sécheresse, le Maire de Los Angeles, Tom Bradley, a nommé le "Comité du Ruban Bleu sur les prix de l'eau" en réponse à une décision du Conseil municipal. Le comité était tenu de s'informer sur la conception d'une tarification, ainsi que les facteurs de l'offre et de la demande, de décider des principes devant guider l'élaboration de la tarification pour la prochaine décennie et d'assister la mise en œuvre initiale de la structure de prix. Le comité était composé de 12 citoyens membres avec droit de vote et 12 membres sans droit de vote du Department of Water and Power (DWP, Ministère de l'eau et de l'énergie de Californie), du Bureau du Maire et du Conseil municipal. Le Bureau du Maire a identifié des membres citoyens, en tant que représentants de groupes affectés par les prix de l'eau, et intégré des propriétaires fonciers, des locataires, des exploitants agricoles, la communauté des affaires, la communauté universitaire, des syndicats, des constructeurs, des environnementalistes, des groupes ethniques et des groupes de quartier. Des sous-comités rapportant au Comité ont été mis en place dans les domaines suivants: "finance", "développement et croissance économique", "conservation et recyclage de l'eau", "équité" et "participation de la population". Un consultant, chargé de collecter et analyser les informations scientifiques, et de faciliter les réunions et prises de décision, a coordonné l'ensemble du processus. Un panel de conseillers techniques a été mis en place pour guider le consultant dans la manière d'explorer les différentes conceptions de la tarification de l'eau.

Le comité a tenu plus de **75 réunions**. Certaines ont duré toute la journée, d'autres jusqu'à tard dans la soirée. Le processus a débuté par une formation des participants sur les tarifs de l'eau et les thèmes liés à la gestion de l'eau. Le comité a invité des experts et des représentants d'autres villes afin qu'ils partagent leurs expériences sur les structures de prix. Des réunions et des audiences ouvertes au public ont permis une plus grande participation de la population intéressée. Les réunions se sont situées à trois étapes: au début du processus, après la première version des recommandations et après la proposition finale de décision. Les réunions publiques ont fourni des retours d'information dans les deux sens: de la population vers le comité, et du comité vers la population, en fournissant des informations et en abordant les problèmes. Le comité a passé en revue les problèmes mentionnés au cours de ces réunions et organisé des réunions publiques supplémentaires sur les sujets controversés.

Le comité a proposé de remplacer le système de redevances unitaires fixes par une structure volumétrique à deux taux (en supprimant toutes les redevances fixes). La tranche la plus basse visait à sécuriser une quantité d'eau minimale à un prix raisonnable et à assurer au service d'eau les revenus nécessaires à son équilibre. La deuxième tranche a été fixée de manière à refléter le coût marginal de production et de distribution de l'eau en grande quantité dans le futur. La deuxième tranche prenait également en compte les variations saisonnières ainsi que le point critique des années de stress hydrique. En tenant compte des recommandations formulées lors des débats publics, le comité a décidé de suivre une approche plus fine dans l'élaboration de la tranche la plus basse: 12 groupes de consommateurs ont été identifiés, sur la base de quatre catégories de taille des terrains et des ménages, et de trois catégories de climat (température). Un point critique a été appliqué à chaque groupe. Par ailleurs, le comité a recommandé 24 changements dans les politiques ou les pratiques de l'eau, non directement liées à la structure des prix.

Le Maire a approuvé et mis en œuvre les nouvelles tarifications, après les débats publics. Les nouveaux tarifs ont permis de réaliser des économies d'eau, d'atteindre une sécurité de paiement inégalée dans les autres villes (notamment pour les habitations comptant plusieurs familles) et ont été acceptés sans trop de réaction. Par ailleurs, le processus a eu de plus larges répercussions sur le fonctionnement du DWP, et sur ses interactions et sa coopération avec les communautés. En revanche, on a critiqué la nouvelle structure sur sa position trop arrangeante envers les gros consommateurs disposant de terrains de grande taille (voir: différenciation des groupes de la tranche la plus basse). Ceci est néanmoins le résultat du processus participatif. Les débats publics de San Fernando Valley, une région de propriétaires fonciers et d'agriculteurs, furent celles qui ont attiré le plus de monde et aussi les plus intenses. Les résidents de la vallée se sont plaints de la première proposition qui discriminait les grands propriétaires fonciers et ceux vivant dans des climats plus chauds. Ils ont réussi à ce que la structure tarifaire finale reflète leurs problèmes.

sans tenir compte des impacts sociaux, menace en revanche des acquis sociaux patiemment établis.

En gardant à l'esprit la complexité, les compromis en jeu et la spécificité du contexte local, on peut formuler les recommandations générales suivantes, en vue d'une réforme adéquate des prix de l'eau dans les zones urbaines du pourtour méditerranéen:

- Les prix doivent être déterminés sur la base des coûts différentiels prévisionnels (à long terme)¹
- Les coûts externes au service d'eau doivent être comptabilisés dans les prix (en particulier ceux relatifs aux dommages environnementaux). Les services d'eau urbains doivent également être soumis à un système de redevance de bassin, de préférence fondé sur la consommation réelle.
- Le subventionnement général des nouvelles infrastructures ou du prix de l'eau doit être interdit. Des subventions ciblées pour des fonctions ou usages particuliers peuvent être mises en place lorsqu'elles sont jugées nécessaires pour des raisons sociales ou environnementales, après une justification explicite et transparente.
- Les tarifications doivent être élaborées de manière à promouvoir l'objectif particulier de l'économie d'eau.
- Les revenus issus des tarifs, associés à d'autres sources de financement, doivent assurer la durabilité économique du service d'eau. La surveillance des revenus doit éviter les excédents qui ne sont pas liés à l'amélioration de l'efficacité ni dirigés vers un investissement particulier. Des coûts administratifs raisonnables liés à des systèmes de tarification avancés peuvent nécessiter d'être contrôlés et couverts par les prix.
- Des mesures et des mécanismes doivent être explicités afin d'assurer l'accessibilité (la capacité à payer) des groupes à faibles revenus.
- Les tarifs doivent répartir les coûts sur les différents usagers d'une façon jugée équitable par la société. L'efficacité économique est un critère important mais en aucun cas le seul critère sur lequel fonder cette répartition.
- Les tarifs différenciés selon différents types d'usagers, différentes saisons de l'année ou différents types d'approvisionnement, doivent être utilisés lorsqu'ils peuvent contribuer aux objectifs d'efficacité, d'équité et d'économie d'eau.
- L'élaboration de la tarification doit être basée sur une analyse exhaustive des caractéristiques et déterminants de la demande en eau de la ville, aussi précise que possible.
- La fixation des prix doit respecter un processus explicitement décrit dans la législation. Ce processus doit être transparent, ouvert aux acteurs intéressés et fondé sur une prise de décision participative.

- Les tarifs et les factures d'eau doivent être clairs et compris de tous. La réforme des prix doit être communiquée au public par un avis en bonne et due forme. Les impacts doivent être suivis, et la période de transition gérée avec soin.

8. LA PARTICIPATION DE LA POPULATION

Ce chapitre examine les processus et les outils pour la participation de la population dans la planification de l'eau en zone urbaine. Il débute en justifiant le besoin de participation de la population. Il donne ensuite une définition du concept et une distinction entre les différents degrés d'implication de la population. Ensuite, la participation est reliée aux diverses actions de la GIEUZL. Puis, un processus générique de participation de la population est présenté, suivi des principales méthodes participatives et de leur appréciation. Le chapitre se termine par une discussion sur quelques questions essentielles liées à la participation, et sur les principes conduisant à la réussite d'un processus participatif.

8.1 JUSTIFICATION POUR LA PARTICIPATION DE LA POPULATION

On observe une tendance croissante en faveur de la participation de la population dans le processus décisionnel touchant les questions environnementales, comprenant entre autres la gestion des ressources en eau et la planification urbaine. Plusieurs raisons expliquent cette tendance (voir l'encadré 8.1).

Les objectifs du processus participatif peuvent être (selon une échelle d'ambition croissante):

- augmenter la prise de conscience publique et **former** les participants aux sujets discutés
- **apprendre** des participants et de leurs connaissances locales, et améliorer la **qualité de la décision**
- permettre aux **voix marginalisées** de se faire entendre, et améliorer la compréhension mutuelle entre les participants
- atteindre le **consensus**, ou quelque sorte d'**accord**
- **réduire les conflits**, et ensuite les retards, pendant le processus décisionnel et la mise en œuvre de la politique
- donner aux communautés locales le **pouvoir d'agir**

ENCADRE 8.1 QUELQUES ELEMENTS D'EXPLICATION SUR L'INTERET CROISSANT A L'EGARD DES PROCESSUS PARTICIPATIFS (d'après Pimbert et Wakeford, 2001)

Faiblesse de la démocratie représentative

Le "retrait de l'État", confronté aux forces du marché, a laissé place à un "vide de gouvernance". Des groupes de population, principalement les plus démunis, se sentent exclus des décisions qui affectent leur vie. Les décisions prises par des gouvernements éloignés échouent souvent à exprimer les volontés locales. La démocratie délibératoire apparaît comme pouvant accroître la responsabilité démocratique, la justice et le pouvoir de la population.

Incertitude et complexité scientifiques

Les problèmes environnementaux (dont ceux relatifs aux ressources en eau) sont très complexes, avec l'incertitude des dynamiques, des résultats et des risques associés. Les experts ne semblent pas mieux équipés que tout autre groupe de citoyens pour décider des questions de valeurs, d'intérêts ou des niveaux acceptables de risque. Par ailleurs, certains échecs notables de scientifiques en matière de prédiction des crises et les controverses nombreuses entre experts ont atténué la confiance que porte la population envers la suprématie de l'expertise professionnelle et de la science. Le grand

public est également de plus en plus suspicieux des liens entre l'État et l'expertise scientifique, et fait pression pour une démocratisation des décisions et de l'utilisation de la science.

Inefficacité dans la mise en œuvre des politiques

Les politiques environnementales centralisées, conçues et conduites à partir du sommet, ne tiennent pas souvent leurs promesses. Les processus décisionnels participatifs présentent un potentiel d'amélioration qualitative de la prise de décision, en exploitant le savoir local et en réduisant les conflits dès l'étape de conception, augmentant ainsi les chances d'une mise en œuvre de la politique qui soit plus légitime, plus efficace et plus durable.

Conflits

L'exclusion de groupes de population hors des décisions, en particulier ceux qui subissent les conséquences de ces décisions, conduit à des conflits ultérieurs lors de la mise en œuvre. Un processus participatif peut diminuer ces tensions, en s'efforçant d'obtenir des décisions consensuelles à un stade précoce.

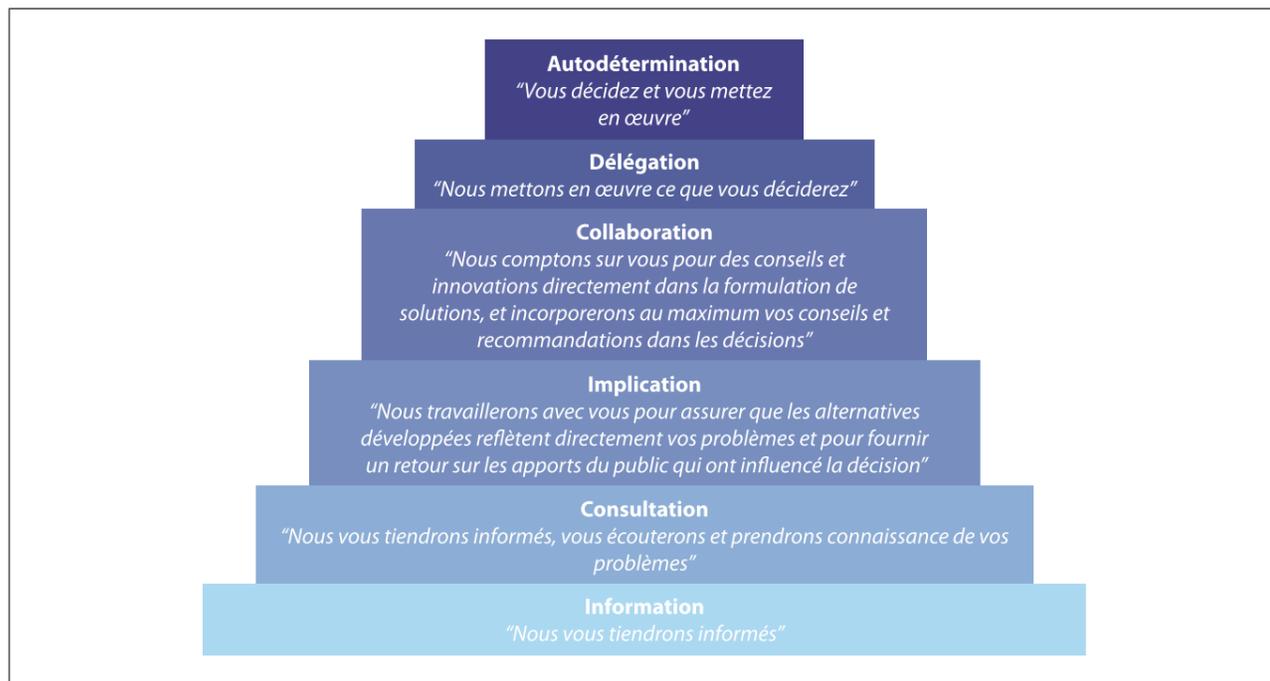


Figure 8.1
Les différents niveaux de participation
(adapté d'après Videira et al, 2003, IAP, 2000)

8.2 LES DEGRES DE PARTICIPATION

Le terme de "participation" fait référence à l'implication des populations dans le processus de décision. Le degré d'implication et la portée de l'intégration, peuvent cependant varier considérablement (voir la figure 8.1).

En bas de l'"échelle de la participation" (Arnstein, 1969), se trouve la simple **diffusion d'information**. Les autorités mettent les informations sur le contenu et le processus décisionnel à la disposition des acteurs intéressés et de la population. Les techniques habituelles pour faire connaître au public des informations d'ordre gouvernemental ou privé sont applicables.

La **consultation** se situe à un échelon au-dessus. C'est aujourd'hui le niveau d'obligation légale dans nombre de pays de la Méditerranée, pour les décisions environnementales (par exemple, l'étude d'impact). Elle invite ouvertement la population à émettre ses commentaires par écrit ou à les exprimer lors de réunions, débats, etc. "L'enquête publique" est une forme de consultation plus contraignante, étant donné que les autorités ne peuvent pas négliger les commentaires émis sans avoir à se justifier. L'incorporation dans la décision (ou le plan) finale d'un certain nombre d'entre eux est obligatoire, les autorités devant expliquer de façon adéquate la raison du refus des autres commentaires.

A un niveau au-dessus de l'échelle, se trouvent des formes plus directes de **collaboration** entre les autorités et la population, allant jusqu'à la **délégation** de la décision par l'autorité au comité représentatif des citoyens. Le cas du Comité du Ruban bleu (voir l'encadré 7.3) est un exemple où les autorités (le Maire de Los Angeles) ont délégué aux participants la décision d'une nouvelle tarification de l'eau.

En haut de l'échelle, se trouve l'**autodétermination**. Elle va au-delà de la délégation du processus décisionnel et prend des formes d'organisation démocratique plus radicales où les communautés assument par elles-mêmes le pouvoir de décider et de mettre en œuvre. L'autodétermination accompagne de plus grands changements de nature plus institutionnelle. Elle peut aller, par exemple, jusqu'au contrôle d'une société d'eau urbaine par les usagers (comme dans le cas des services d'eau de Santa Cruz, voir l'encadré 2.5)

Excepté dans le cas de l'autodétermination, la participation est un complément plutôt qu'un substitut de démocratie représentative. Dans la consultation, la collaboration et la délégation, l'État et son administration sont responsables, à la fois des règles du processus et de la mise en œuvre finale (ou non) des propositions et de leurs résultats.

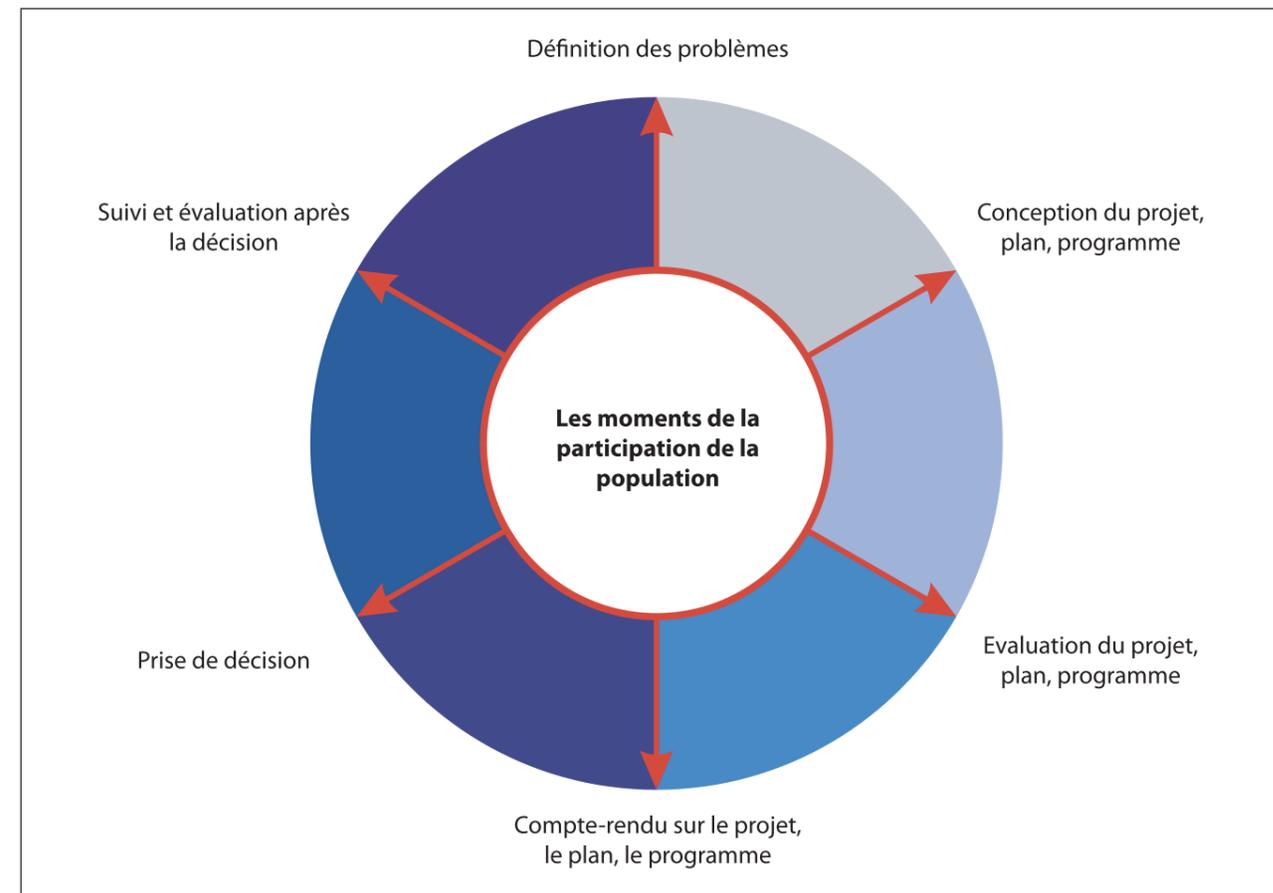


Figure 8.2
Les moments de la participation de la population dans le cycle de décision (Videira et al, 2003)

8.3 OU ET QUAND: LA PARTICIPATION DE LA POPULATION ET LA PLANIFICATION DANS LA GIEUZL

La population doit participer tout au long du processus décisionnel d'un projet, d'un plan ou d'un programme (voir la figure 8.2). Il est essentiel d'impliquer la population dès le début du processus (définition du champ de préoccupation) et de ne pas la confiner dans des sous-parties du processus, quand certains aspects majeurs des décisions ont déjà été discutés.

La participation ne doit pas être réduite à la phase de mise en œuvre. Elle doit débuter bien **avant que la décision ne soit prise**, idéalement même avant que les problèmes soient encadrés avec précision, c'est-à-dire dans les phases de "**lancement**" et de "**définition des problèmes**" de la planification de GIEUZL (voir le chapitre 5 du volume 1).

Les contributions de la population sont essentielles à l'"élaboration de la vision commune" et à la "fixation des objectifs". Une vision commune est impossible sans le point de vue des personnes qui réaliseront le projet et devront vivre avec.

Les connaissances de la population peuvent fournir des informations de qualité et des idées utiles à la "formulation des options". Lors de l'évaluation des options, l'apport des acteurs intéressés et de la population est indispensable car différents groupes peuvent donner un poids différent aux divers critères et les stratégies alternatives peuvent avoir des conséquences se distribuant différemment (comme, nuire à un groupe et bénéficier à un autre). Diverses techniques ont été conçues pour mettre en relation des outils d'aide à la décision (AMCD, le SIG, les modèles de simulation) ou les instruments d'évaluation (ACB, EIE, ESE) avec des processus participatifs.

L'intégration préalable des acteurs affectés dans le processus décisionnel, et leur engagement actif (au sein de partenariat, de consortiums, etc.) dans la conduite des projets ou des programmes, seront bénéfiques pour leur coopération dans la mise en œuvre. Par exemple, on peut installer un **comité de résidents** puis le consulter sur les questions relatives à la mise en œuvre d'un programme de pose de compteurs.

ENCADRE 8.2
L'ORGANISATION D'UN PROCESSUS
PARTICIPATIF (adapté de l'IGEE, 2002)

1. Clarification de l'intention du processus de participation et inventaire des questions qui peuvent apparaître
2. Identification des buts, objectifs et attentes par rapport au processus, tant de la part des organisateurs que de celle des participants
3. Prise en considération du processus de décision auquel contribuent les participants, et détermination du calendrier pour la participation
4. Sélection d'une (ou plusieurs) méthode(s) de procédure appropriée(s) et conception de son (leur) application spécifique
5. Identification des participants potentiels
6. Identification des besoins en ressources et en personnel (formation du personnel existant ou recours à des experts externes)
7. Planification de la manière dont les résultats de la participation seront analysés et utilisés
8. Détermination du processus et des critères d'évaluation pour mesurer la réussite du processus participatif
9. Mise en œuvre effective du processus et des événements
10. Evaluation et compte-rendus

L'implication des citoyens est également importante dans la phase de "suivi et évaluation" qui suit la décision. Des **comités de surveillance de citoyens** peuvent veiller à ce que les autorités respectent le plan convenu. On peut également utiliser des techniques participatives lors de l'évaluation des résultats, la population affectée fournissant son apport à l'évaluation des impacts du plan.

Les suggestions ci-dessus sont d'ordre générique. Elles sont valables pour tout processus de planification dans le cadre de la gestion urbaine de l'eau, comme le processus du plan directeur intégré ou d'autres plans sectoriels ou territoriaux (plan intégré de la ressource, plan de gestion de la demande en eau, plan de prévention des risques, plan d'action environnementale, plan d'investissement, etc.). La participation de la population peut aussi s'inclure dans des programmes particuliers (pose de compteurs, amélioration de l'efficacité du réseau, etc.). La participation peut réduire les conflits lors de décisions controversées (autorisation de nouveaux prélèvements ou de projets hydrauliques, approbation d'une étude d'impact sur l'environnement, décision sur les normes de qualité et les niveaux de traitement/surveillance, élaboration d'une nouvelle tarification, etc.).

Il est conseillé de créer une structure permanente pour l'organisation d'ensemble de la participation de la population dans le secteur de l'eau en zone urbaine (assemblée ou comité consultatif d'usagers, ou de citoyens) et de mettre en œuvre la participation au niveau du plan directeur. Ceci permettra un gain d'efficacité, en évitant la mise en place de nouveaux comités, processus et instruments, à chaque besoin suscité par une décision secondaire.

8.4 ORGANISER UN PROCESSUS PARTICIPATIF

L'encadré 8.2 présente quelques étapes générales de l'organisation d'un processus participatif. La séquence n'est pas figée. Plusieurs étapes sont interdépendantes et peuvent être plus ou moins conduites en parallèle. Il est essentiel de clarifier les objectifs du processus participatif car cela détermine la sélection ultérieure du processus, des techniques et des participants.

Définition des objectifs de la participation et de l'impact souhaité

Une première décision clé est de déterminer si le processus vise la diffusion d'information, la consultation, ou même l'autodétermination et le pouvoir. Les objectifs spécifiques peuvent dépendre de la nature de la décision et du niveau auquel se trouve le processus de planification. Dans les étapes initiales de la planification, l'information et la formation de la population seront importantes. Dans les étapes intermédiaires, les enseignements tirés des participants sur les options et les critères importants seront cruciaux. Dans l'étape d'évaluation, l'objectif peut être d'arriver à une décision finale consensuelle, alors que dans la phase de mise en œuvre, les objectifs seront la réduction des conflits ou la délégation de pouvoir.

Le succès d'un processus participatif ne s'appuiera pas sur un événement exceptionnel mais sur un processus bien séquencé d'événements. Il est généralement conseillé que chaque événement participatif (un débat ou un atelier) évite de viser plusieurs objectifs participatifs. Chaque événement doit se concentrer sur un objectif particulier (par exemple, la formation des participants en début de processus, puis le dialogue et le consensus plus tard)

ENCADRE 8.3
LES PROCEDURES DE SELECTION
DES PARTICIPANTS A UN PROCESSUS
DECISIONNEL DELIBERATOIRE
(Adapté de Holmes et Scoones, 2000)

Invitation ouverte: "auto identification"

Les médias de masse font la promotion de l'événement. Des individus ou des groupes peuvent y assister et manifester leur intérêt à être inclus dans le processus.

Identification et sélection des acteurs concernés

L'objectif est d'avoir "une représentation de l'ensemble du système dans une pièce". Cela signifie qu'en principe, les participants ne pourront pas recourir à une personne absente pour la mise en œuvre de la décision. Les analystes qui étudient le problème peuvent identifier les acteurs concernés (**analyse des acteurs**), par le biais d'entretiens, de réunions de brainstorming avec les organisateurs, d'analyse documentaire sur le sujet, etc. ou par l' "identification par un tiers" (les acteurs initialement sélectionnés indiquent d'autres acteurs qui devraient être inclus dans le processus). L'encadré 8.4 indique les groupes de base d'acteurs identifiés par le Groupe de travail de l'Union européenne sur la participation de la population à la planification d'un bassin versant.

Sélection aléatoire

La sélection aléatoire (comme pour un jury) d'un groupe dans l'ensemble de la population.

Sélection aléatoire fondée sur des critères

La sélection aléatoire d'un groupe de la population selon des critères représentatifs prédéfinis (genre, âge, tranche de revenus, profession, etc.)

Associations

Il est possible d'associer entre elles les procédures génériques de sélection présentées ci-dessus. Par exemple, on peut sélectionner selon certains critères les personnes ayant répondu à l'invitation ouverte, ou limiter les personnes représentant des collègues d'électeurs (acteurs). Des critères d'âge, de genre, d'inclusion etc. peuvent équilibrer la sélection des acteurs concernés. On peut également limiter le nombre de places des participants qui se sont volontairement invités, sur la base du "premier arrivé / premier servi".

Les objectifs et les attentes d'un processus participatif doivent être clairs dès le début. Générer des attentes non respectées ensuite conduit à une perte de confiance du public envers de futurs processus participatifs. Ces objectifs doivent être corrélés au processus de politique générale au sein duquel la participation jouera un rôle et aura un réel impact. L'association du processus participatif à des décisions cruciales est importante pour que les participants croient en la valeur de cet pratique. Divers acteurs peuvent avoir des attentes différentes vis-à-vis du processus participatif. Les décideurs peuvent souhaiter une décision rapide, les partisans d'un projet controversé convaincre l'opposition, et les acteurs marginalisés avoir le temps et l'espace pour exprimer leur point de vue. Il revient aux organisateurs de décider quels objectifs doivent être satisfaits, de les clarifier auprès des participants et de concevoir le processus en cohérence.

Sélection des techniques de participation

Il faut ensuite sélectionner une technique servant de "plate-forme" au processus participatif. La section suivante présente un inventaire des techniques disponibles. Certaines techniques (ou certaines formes d'une technique) sont plus appropriées que d'autres à la réalisation de certains objectifs de participation. Plusieurs

techniques peuvent être associées dans un processus participatif de longue durée couvrant le cycle de décision/planification. Il faut adapter les méthodologies standards aux circonstances locales ainsi qu'aux caractéristiques et objectifs spécifiques du processus participatif.

Recrutement des participants

La sélection des participants est une tâche majeure. Dans un processus inclusif idéal, "tous ceux dont les intérêts seront contrariés doivent avoir la possibilité de participer, et tous les citoyens doivent pouvoir sentir que leurs intérêts sont dûment représentés, même s'ils n'ont pas choisi de s'impliquer eux-mêmes" (Bloomfield *et al*, 1998). Mais cela est plus facile à dire qu'à faire. Dans la pratique, on ne compte que quelques procédures de sélection génériques (voir l'encadré 8.3):

La sélection des participants dépend des objectifs de l'exercice et des techniques utilisées. Par exemple, l'adéquation d'une représentation peut être de moindre importance si l'on vise la formation. En revanche, elle est cruciale si l'on souhaite arriver à une décision consensuelle. L'inclusion de personnes de pouvoir, marginalisées ou très réactives, sera importante si l'on vise la réduction de conflits. Certaines méthodes peuvent fonctionner avec un nombre

ENCADRE 8.4 TYPOLOGIE DES ACTEURS POUVANT ETRE IMPLIQUES DANS LA GESTION DE L'EAU (COMEC, 2002)

Professionnels: organisations du secteur public et privé, groupes de professionnels bénévoles et ONG professionnelles (sociales, économiques et environnementales), agences gouvernementales, groupes de défense de l'environnement, entreprises, industries, groupes d'assurances, et universités.

Autorités: ministères, agences gouvernementales, municipalités, collectivités locales.

Groupes locaux et entités non-professionnelles organisées: communautés regroupées autour d'un lieu (association de résidents, conseil local) et communautés regroupées autour d'un intérêt (groupes d'agriculteurs, de pêcheurs, d'ornithologues amateurs etc.).

Citoyens individuels, agriculteurs et sociétés ne représentant qu'eux-mêmes: personnalités clés telles que des propriétaires fonciers ou des résidents individuels se faisant particulièrement entendre.

ouvert de participants mais d'autres sont sujettes à des contraintes. Un sondage/référendum peut cibler l'ensemble de la population mais un atelier ne peut pas excéder 80 participants dans un but pratique. S'il y a une limite sur le nombre de participants, alors l'auto identification est exclue.

Un processus participatif avancé peut associer plusieurs méthodes avec plusieurs procédures de sélection. Par exemple, le cas du Ruban bleu (voir l'encadré 7.3), comprenait un comité de représentants des divers intérêts, avec droit de vote, sélectionné par la municipalité, mais aussi des débats publics ouverts à toute participation volontaire.

Ressources humaines

Une bonne préparation et une bonne réalisation des événements par les organisateurs (ressources, compétence du personnel, choix du lieu et équipements, mode de facilitation) sont essentielles à leur réussite et à l'implication des participants dans le processus. Un **facilitateur professionnel** et neutre (ou un groupe de facilitateurs) est nécessaire au succès de l'événement.

Evaluation

Il est fondamental d'évaluer le processus ou les événements séparés, de manière à évaluer leur impact et leur valeur ajoutée, et à en tirer des leçons en vue d'améliorer les processus futurs. L'évaluation doit juger de:

1. la réalisation des objectifs fixés avant le processus (formation, prise de décision ou non, etc.)
2. la qualité du processus (organisation, participants, etc.)

Les objectifs peuvent varier d'un cas à l'autre. L'encadré 8.5 fournit quelques critères indicatifs d'évaluation du processus, à adapter au cas particulier.

L'évaluation des résultats doit être faite par les organisateurs. Certains résultats peuvent cependant s'avérer superficiels (un accord peut cacher des divergences non résolues). Les organisateurs seuls peuvent avoir des difficultés à quantifier certains objectifs (comme le degré d'information reçue par les participants). Des **questionnaires** et des **entretiens** de participants peuvent aider à évaluer ces dimensions.

8.5 LES TECHNIQUES

8.5.1 Information et consultation

La diffusion d'information et la sensibilisation accrue du public sont une première étape importante dans l'implication de la population dans les décisions. Les techniques pertinentes sont (IGEE, 2002):

- les prospectus et brochures
- les lettres d'information
- les stands pourvus ou non de personnels ou les panneaux d'information
- les journaux, radios, télévisions
- la dissémination de matériels audiovisuels
- les visites organisées sur le terrain
- les informations mises à disposition sur Internet et lors de réunions publiques

La **collecte d'information auprès de la population** (échelon le plus bas de l'échelle de l'implication de la population) est une façon d'incorporer certaines opinions publiques dans les politiques et les décisions. Les instruments pertinents sont (IGEE, 2002, COSLA, 2002):

- les répondants automatiques ou les lignes avec téléopérateurs, où laisser des commentaires
- les pages Internet interactives
- les sondages et enquêtes d'opinion
- les entretiens avec certains acteurs choisis ou avec un échantillon aléatoire de la population, et avec des groupes ciblés

ENCADRE 8.5 QUESTIONS PERMETTANT D'EVALUER LA PERFORMANCE D'UN PROCESSUS PARTICIPATIF (IGEE, 2002)

Le programme de participation était-il inclusif?

- Le processus a-t-il inclus un large éventail de participants, représentatifs des personnes individuelles et des acteurs intéressés ou concernés?
- Les ressources permettant la participation d'un large éventail de personnes ont-elles été adéquates ?
- Les réunions et les événements se tenaient-ils à des horaires et dans des endroits pratiques pour les participants?

Les moyens de communication étaient-ils appropriés à tous les participants intéressés et concernés?

- Un langage usuel et non technicien a-t-il été utilisé ?
- L'information a-t-elle été traduite dans les langues appropriées et transcrites dans un format adéquat?
- Les participants ont-ils tous eu le même accès aux documents et aux sources d'information?

Le processus était-il ouvert et transparent ?

- Les buts et objectifs du programme de participation étaient-ils clairs et acceptés par tous les participants?
- Les contributions et résultats attendus du processus étaient-ils clairs?
- Les limites du programme de participation étaient-elles claires?
- Le processus et son résultat ont-ils été bien diffusés?
- L'ordre du jour des discussions avait-il été agréé par les participants ?

Le processus était-il interactif ?

- Les techniques de participation ont-elles permis aux participants à la fois de contribuer et de recevoir de l'information?
- La discussion et le débat en groupes restreints ont-ils été mis en œuvre?
- Les techniques utilisées ont-elles laissé le temps suffisant aux participants pour comprendre les documents et les informations, et prendre part à la discussion de façon plus efficace?

Le timing du programme de participation était-il approprié ?

- La participation a-t-elle commencé à la première opportunité donnée?
- Des opportunités de participation ont-elles été fournies tout au long du processus décisionnel ?
- Le temps accordé à la discussion des problèmes et à la proposition de solutions était-il suffisant ?

Le processus participatif était-il pertinent dans le cadre du processus décisionnel ?

- Le mécanisme de participation était-il en accord avec les objectifs de tous les participants ?
- Toutes les informations fournies étaient-elles pertinentes, précises et actualisées ?

Le processus était-il crédible ?

- Les valeurs et les inquiétudes étaient-elles exposées clairement dans l'information fournie?
- Le processus de participation était-il constructif?
- Les possibilités de manifester les désaccords et de les résoudre ont-elles été données?
- A-t-on fourni les preuves de la manière dont les problèmes ont été traités ?
- Un audit collégial et une vérification indépendante des données et des connaissances ont-ils été mis en œuvre?
- Les participants ont-ils tous reçu la même possibilité de formuler leurs inquiétudes?
- Tous les sujets suscitant une réelle inquiétude ont-ils été traités?
- Les participants étaient-ils satisfaits de la manière dont les résultats ont été utilisés dans le processus?

Le porteur du projet et le décideur ont-ils répondu au processus participatif ?

- La participation a-t-elle documenté et influencé l'activité proposée et le processus décisionnel?

Ce sont des techniques de recherche de marché bien connues. Certains services d'eau avancés les utilisent mais pour des usages liés à leurs services (numéro de téléphone de services clientèles, enquête de satisfaction, etc.). Elles peuvent être appliquées à des fins de consultation plus générales.

8.5.2 Plate-formes pour des processus participatifs

Il existe plusieurs plate-formes de processus participatifs ou délibératifs. Ces plate-formes (comme une réunion publique) peuvent viser la diffusion et la collecte d'information auprès de la population.

Les **débats publics** sont une méthode largement utilisée dans les consultations. Ce sont des réunions formelles avec des présentations programmées. Le processus débute généralement par la présentation à la population de toutes les composantes du projet, et par l'organisation d'une tribune pour répondre aux questions et collecter/défendre des opinions (COMEC, 2002).

Une **enquête publique** est un processus légal plus formalisé. Un enquêteur (de préférence doté d'une expérience scientifique ou juridique) modère le débat ouvert au grand public, auquel il a invité des "témoins" du sujet controversé (par exemple, le permis de construire d'un nouveau barrage). L'enquêteur rédige ensuite un rapport justifiant sa proposition finale. Cette proposition peut être formellement exécutoire. Seul un veto de haut niveau pourra la bloquer. Une enquête publique n'est pas participative, étant donnée que l'implication de la population est limitée. Elle peut cependant avoir plus de légitimité car elle peut être reliée à un système formel et judiciaire, et se révéler plus efficace quand des décisions doivent être prises rapidement.

Les **comités consultatifs** sont généralement des groupes restreints d'acteurs représentatifs, qui ont un rôle statutaire ou informel dans la formulation de propositions sur une question particulière, ou dans la surveillance de la mise en œuvre d'une décision ou d'une politique. Par exemple, un comité d'usagers ou de résidents peut être installé afin de contrôler les performances d'un service d'eau urbain sur la base d'indicateurs de performance. Le comité peut aussi assumer un rôle plus actif dans la formulation de propositions concernant des aspects de politique générale (par exemple, le cas du Ruban bleu sur la tarification de l'eau). Selon le degré d'implication souhaité, le comité peut disposer de plus ou moins de pouvoirs (allant des simples recommandations jusqu'au pouvoir d'approbation d'un plan urbain de l'eau ou d'un plan d'investissement).

Les **panels ou assemblées de citoyens** comprennent généralement plus de membres que les comités. Un "panel permanent de citoyens" peut compter entre 100 et 200 personnes, qui se rencontrent sur une base régulière (mensuelle par exemple) afin d'agir en tant que porte-parole sur un sujet controversé (comme la mise en œuvre d'un plan directeur de l'eau en zone urbaine, la fiabilité de l'approvisionnement, le coût de l'eau, etc.). Le secteur des services d'eau a considérablement utilisé les "panels d'usagers". Ils regroupent entre 50 et 750 personnes, qui reçoivent de l'information et qui se réuniront à nouveau en petits groupes ou assemblées (potentiellement regroupés selon des caractéristiques communes: jeunes, propriétaires fonciers, etc.), afin de discuter d'un sujet donné

ou d'évaluer une politique (oralement en groupe de travail ou par questionnaires). Les panels et les assemblées peuvent être liés à des processus d'évaluation de l'impact social ou environnemental (Stauth *et al*, 1993; Becker *et al*, 2003).

Les **ateliers** peuvent comprendre un nombre supérieur de participants, jusqu'à une centaine ou plus. Le travail est partagé entre des groupes gérables de plus petite taille au sein desquels la discussion est plus facile, qui se rencontrent à nouveau lors de sessions plénières où une synthèse est conduite sur la base des résultats obtenus dans les différents groupes. Les ateliers peuvent également utiliser des outils complémentaires comme les présentations ou les panneaux d'information. Un atelier nécessite des facilitateurs expérimentés, surtout lors de la synthèse des groupes de travail durant les sessions plénières (Videira *et al*, 2003).

8.5.3 Processus délibératoires visant à inclure la population (PDI)

Les processus délibératoires sont ceux qui permettent une interaction sociale, une discussion et un débat (sous forme verbale plutôt qu'écrite), où les différents points de vue sont respectés et les décisions sont prises après négociation (Holmes et Scoones, 2000). Kallis *et al* (2004) donnent des conseils sur la manière d'utiliser les processus délibératoires pour les décisions concernant la planification des ressources en eau.

Il existe diverses techniques classiques pour organiser et faciliter les procédures de délibération, dans les petits groupes (par exemple, les comités ou les petits panels) ou dans les événements plus importants de type atelier (panels, assemblées, débats).

Les **techniques de facilitation de groupe** peuvent être utilisées à des fins créatives (formuler des idées et solutions nouvelles) mais aussi de médiation, de négociation et de construction d'accords durables (Kaner, 1996). Un groupe est gérable quand il comprend au maximum 8-10 personnes. La facilitation de groupe est fondée sur une double logique (correspondant souvent à chacun des deux jours d'une réunion sur deux jours): la première est la "divergence", où toutes les idées sont librement débattues en ouvrant l'éventail de solutions; et la seconde se concentre sur la "convergence", où les participants sont aidés par le biais de diverses techniques (dont le vote) à conclure sur un plan ou une décision particulière.

Les processus de **résolution de conflits** mettent généralement ensemble un groupe de représentants des intérêts en conflit, coordonné par un facilitateur expérimenté. Le processus suit la

séquence suivante: identification du problème et des données pertinentes, identification de solutions alternatives innovantes visant à réduire le conflit, et planification de la mise en œuvre.

Les processus de **construction d'un consensus** sont relativement similaires, sauf que le processus suit un cours plus ouvert: tout d'abord, les représentants font une liste d'idées et de suggestions (par exemple, sur un tableau de conférence), puis les discutent, les votent et enfin débattent en vue d'atteindre un consensus.

Il existe encore d'autres méthodes et techniques plus structurées, pour organiser et conduire des négociations et des réunions de groupe ou de comité, des ateliers et des débats d'assemblée ou de panel. Ces PDI sont basées sur des processus méthodologiques formalisés et testés, fondées sur un cadre théorique, et souvent rattachées à des systèmes d'aide à la décision ou des procédures d'évaluation. On compte plusieurs techniques principales et des centaines de variations et combinaisons. On observe une certaine confusion dans la terminologie. Les praticiens utilisent souvent des noms différents pour des techniques variant à la marge. Des références croisées entre des travaux similaires manquent relativement parce qu'ils s'appliquent à des disciplines ou sphères politiques différentes. Une présentation exhaustive de toutes ces méthodes se révèle impossible. Le lecteur intéressé consultera les ouvrages de IPPR, 1999, de COSLA, 2002 ou de van Asselt Marjolein et Rijkens-Klomp, 2002. Ce chapitre ne présente que les types de technique les plus importants.

Un **jury de citoyens** est un groupe de citoyens rassemblés pour considérer un sujet particulier ou une décision conflictuelle (COSLA, 2002). Le jury est choisi de façon aléatoire dans la population locale (comme pour les jurés de tribunaux), avec ou sans critère de représentation sociale (tels que genre, âge, revenus). Une fois le jury constitué, on invite des témoins experts à fournir des preuves. Des interrogatoires croisés peuvent avoir lieu. Plus il y a de sessions (et par conséquent plus longtemps dure le processus), plus le jury a le temps d'assimiler les faits et donc le temps de prendre une décision mieux fondée. L'ensemble se déroule typiquement en quatre jours, au bout desquels un rapport est rédigé, qui présente les conclusions du jury et la diversité des opinions. On utilise principalement les jurys de citoyens comme organes consultatifs, mais ils peuvent également être utilisés en tant qu'organes décisionnels délégués (avec droit de vote sur des décisions controversées), parfois en combinaison avec les processus d'enquête publique.

Une **conférence consensuelle** est très similaire au jury de citoyens. Après avoir avisé la population,

on convient d'un panel de 10-20 volontaires, qui sont brièvement formés sur les sujets concernés au cours de deux sessions tenues en fin de semaine. Le panel identifie les questions devant être posées aux experts/témoins. La conférence (débat) est ouverte au public et dure généralement 3-4 jours. Les membres du public peuvent également interroger les experts. Le panel se retire ensuite et rédige un rapport rendant le jugement qu'il présentera à l'audience et aux mass médias, à l'occasion d'une conférence de presse (IPPR, 1999). Alors que plus de place est accordée aux différentes opinions dans un jury de citoyens, la conférence consensuelle met davantage l'accent sur la décision finale de nature consensuelle.

La **production d'une vision commune** est un instrument utilisé dans les organisations publiques et privées (Weisbord, 1993), la planification urbaine (Walzer, 1996, Okubo, 1997), l'évaluation technologique (Andersen and Jaeger, 2001) et la planification de la durabilité urbaine (Street, 1997). Un événement de production d'une vision commune (atelier) dure généralement deux jours ou deux jours et demi. Le nombre de participants peut varier de 20 à 80. Ils travaillent en sous-groupes de 5-8 personnes et se retrouvent en plénière pour synthétiser les idées. Le premier jour est consacré à la "création de la vision" et le second à la "formulation d'idées".

Lors de la création de la vision, les participants doivent exprimer, discuter et finalement s'entendre sur une vision commune concernant le sujet en question. Par exemple, un groupe de 48 acteurs travaillant à améliorer la qualité de l'eau du haut bassin versant du Colorado, se sont mis d'accord sur leur vision commune d'une "gestion de l'eau conduite en collaboration, avec installation d'une structure facilitant le partage des données" (Rehm *et al*, 1993).

La méthode repose partiellement sur les idées de la psychologie et des sciences de l'organisation. Son hypothèse implicite est qu'en travaillant sur la recherche d'une vision commune et qu'en se libérant du poids du présent pour se concentrer sur le futur, un "terrain d'entente élargi" peut être trouvé sans pression ni compromis. La déclaration du Colorado, par exemple, reflète la volonté des participants de passer outre l'obstacle qui empêchait les agences de bassin de partager leurs informations.

La création de ce terrain d'entente et de cet engagement vers un but futur peut dynamiser la journée suivante de formulation d'idées. Dans cette phase, les participants, répartis en groupes, travaillent sur des aspects particuliers de la mise en œuvre, en relation avec la vision commune (dans le cas du Colorado, ce fut sur la formation

ENCADRE 8.6
L'ATELIER DE PRODUCTION D'UNE VISION
COMMUNE POUR LA GESTION DURABLE DE
L'EAU SUR L'ILE GRECQUE DE NAXOS
(Kallis *et al.*, 2004)

L'île de Naxos (à 103 milles nautiques au Sud Est d'Athènes) compte une population permanente de 18.000 personnes qui augmente de 15.000 à 30.000 touristes et visiteurs aux mois de juillet et août. Pendant les années de sécheresse, les conflits sur l'eau surgissent entre les secteurs du tourisme et de l'agriculture, et entre la ville touristique littorale de Naxos et la commune rurale de montagne de Drimalia. L'atelier, où se sont rendus 36 acteurs sélectionnés, a eu lieu les 1er et 2 novembre 2003. Les objectifs de départ visaient la prise de conscience, le dialogue et l'accord sur un plan d'action.

Le premier jour, les participants ont été répartis en quatre groupes homogènes: les décideurs politiques et les acteurs économiques de Naxos, leurs homologues de Drimalia, les scientifiques/experts, et les groupes de citoyens/communautés. Les participants ont reçu à l'avance quatre scénarios pour l'année 2020. Le scénario "du laisser-faire" (S1) était celui de la croissance du tourisme de masse, desservi par de grands ouvrages hydrauliques. Les autres scénarios étaient: (S2) la modernisation économique de l'île, une croissance alimentée par la mondialisation, avec des technologies de l'eau et des approches administratives nouvelles, (S3) un développement équilibré, une protection de l'environnement, un accent sur les économies d'eau et les technologies appropriées de petite échelle, et (S4) une radicalisation "écologique" avec une organisation autosuffisante et communautaire, ainsi qu'une réduction considérable de la consommation d'eau. Les scénarios étaient présentés dans un format technique (incluant des tableaux de données et des prévisions de la demande différenciées par zone géographique) et sous la forme plus conviviale de courriers imaginaires, rédigés par des visiteurs de Naxos lors de l'été 2020.

Chaque groupe a élaboré une vision qu'ils ont ensuite débattue avec les autres groupes en plénière. Aidés par un facilitateur expérimenté, les participants ont abouti à une vision partagée que certains ont décrite comme la combinaison de S3 avec une touche de technologie du S2 et d'autonomie et autosuffisance du S4. Ils ont insisté sur une économie diversifiée de l'île, où les jeunes pourraient trouver des emplois et des revenus dans un développement touristique qualitatif et modéré, et dans l'exploitation compétitive de produits agricoles de qualité. Les économies d'eau et de nouveaux ouvrages, alliant technologies de pointe et savoir traditionnels, devraient permettre d'assurer l'approvisionnement en eau, en quantité et qualité suffisantes. Enfin, ils ont débattu de la structure d'organisation du secteur de l'eau, favorisant la décentralisation, mais sans arriver à se mettre d'accord sur la répartition appropriée des compétences nationales, régionales et locales.

Le deuxième jour, les participants ont travaillé en quatre groupes mélangeant les thématiques: qualité de l'eau, approvisionnement en eau, économies d'eau et schéma institutionnel. Le vote a dégagé un ordre de priorité dans les idées: chaque groupe thématique a voté pour ses trois idées préférées. L'assemblée plénière a ensuite voté et classé les 12 idées finales. Plus de 60 idées ont été enregistrées autour des trois scores les plus hauts: programmes éducatifs scolaires sur les économies d'eau, préservation et restauration des terrasses en zone rurale pour maîtriser les écoulements pluviaux, et mise en place d'un laboratoire d'analyse de la qualité de l'eau. Les participants ont proposé de distinguer les fins touristiques et les fins locales dans la planification et l'allocation de l'eau. L'atelier a permis d'atteindre un niveau de dialogue sans précédent entre les acteurs en conflit, et a créé un moment favorable pour mettre en place une autorité intercommunale de l'eau, chargée de gouverner l'allocation de l'eau et de gérer les réservoirs. Les participants ont jugé qu'il était prématuré de formuler un plan d'action, car ils ne disposaient pas des connaissances et des informations nécessaires.

de bases de données partagées et sur des comités permanents multi-agences) et proposent des idées concrètes. Ils débattent ensuite des idées de façon détaillée, identifient les obstacles et les opportunités pour la mise en œuvre, et formulent un plan d'action.

Dans la variante "**prospective**" de la production de vision commune (Weisbord, 1993), l'accent est mis sur la formulation d'idées innovatrices et sur l'encouragement aux participants à entreprendre des actions. Le processus est moins contraignant que la variante "**atelier de scénario**" (Street,

1997), où les scénarios du futur pré-élaborés sont utilisés comme base de discussion, à partir d'où les participants formulent leur propre vision. Les ateliers de scénarios comptent moins de participants que ceux de prospectives (maximum 32 pour les premiers, plus de 80 pour les seconds). Le premier jour, les participants sont répartis en quatre groupes homogènes: les décideurs politiques, les experts, les acteurs économiques et les citoyens. Les ateliers de scénarios utilisent également des présentations d'experts et suivent un processus plus structuré, fondé sur des entretiens avec ses pairs. L'encadré 8.6 présente un atelier de production d'une vision commune dans le cadre de la gestion de l'eau, réalisé dans une ville du littoral grec et utilisant des éléments méthodologiques des deux variantes.

La **planification simulée** a été développée dans les années 70 comme une alternative aux plans urbains traditionnels. Avec le recours de maquettes, cartes et simulations visuelles, des panels de population débattent de scénarios alternatifs de développement. Le résultat est un modèle tridimensionnel, comme par exemple, celui d'un quartier ou d'une ville. Il est ensuite exposé dans un lieu public, et des cartes mobiles montrant des alternatives sont utilisées afin de permettre à l'observateur d'identifier les zones à problèmes et lui suggérer comment les résoudre. L'exposition publique est ensuite suivie d'ateliers, qui visent à classer les alternatives par ordre de priorité et à dégager la responsabilité de l'action. La planification simulée est plus difficile à appliquer aux systèmes d'eau urbains, où de nombreux aspects du système peuvent ne pas être présentables facilement. Les techniques modernes de simulation et les logiciels de graphisme fournissent cependant de nouvelles possibilités d'application de la planification simulée.

Les **SIG interactifs**, où les participants (seuls ou avec l'aide d'un facilitateur) dessinent sur une plate-forme géographique les différents scénarios débattus, peuvent faciliter la planification simulée ou les exercices de production de vision commune. Le SIG peut servir par exemple à illustrer les niveaux d'usage de l'eau ou les fuites d'eau dans différents quartiers, les zones de stress hydrique ou de coûts élevés, et donc de faciliter le processus délibératoire.

Dans les technique de **modélisation avec médiation** (également appelé "construction de modèle en groupe"), les participants développent avec l'aide d'un facilitateur un modèle informatique dynamique au cours d'une série d'ateliers. Les scénarios alternatifs de la gestion des objets en jeu sont alors simulés. On peut utiliser ce procédé pour collecter et organiser des données, synthétiser les connaissances et communiquer les sujets clés à la prise de décision. Le modèle est utilisé en tant que plate-forme pour l'apprentissage, mais il favorise

également le débat et les accords sur un plan d'action (Videira *et al.*, 2003).

L'**aide multicritère à la décision participative** (également connu sous le nom de **méthode d'analyse multicritères** dans la documentation sur la participation) a été décrite dans le chapitre 4. La délibération se construit à partir d'une plate-forme d'évaluation multi-critères où les participants sont impliqués dans la formulation et l'évaluation d'alternatives. La négociation et les techniques de facilitation de groupe peuvent être utilisées pour faire converger des positions en conflit. L'AMCD sert de cadre à l'évaluation et l'illustration, des divergences et des convergences.

Les **enquêtes délibératoires** sont des enquêtes d'opinion réalisées avant et après les débats publics (COSLA, 2002). Le nombre de participants peut varier entre 100 et 300 personnes. Les participants remplissent un questionnaire (une enquête d'opinion) sur le sujet en débat, et assistent ensuite à des ateliers d'exposés et de discussions, où ils peuvent poser leurs questions. Les participants sont partagés en groupes, afin de débattre et de voter sur le sujet en jeu. Enfin, ils répondront au même questionnaire (à la fin du processus ou après un certain laps de temps) et le changement des opinions sera évalué.

8.5.4 Utilisation du vote

Au-delà des PDI, les techniques de vote sont un instrument traditionnel pour des formes plus directes de démocratie et pour la participation de la population dans les décisions. Un **référendum** est utile pour estimer l'opinion publique sur un sujet controversé. Il doit toujours être précédé d'un débat public et, par conséquent, doit être réalisé à la fin d'un long processus participatif. La principale limite du référendum est qu'il ne peut poser que des questions fermées de type "oui ou non". La représentativité du résultat peut poser problème quand le taux de participation électorale est faible: un niveau minimum de participation peut être fixé dans ce but. Un référendum peut également être réalisé par courrier de manière à ce que les gens n'aient pas à se déplacer au bureau de vote. Le développement de l'électronique peut donner lieu dans l'avenir à des formes de vote simplifiées (par internet) permettant de réduire les coûts d'organisation d'un référendum (COSLA, 2002).

Le tableau 8.1 résume les avantages, les inconvénients et le degré d'applicabilité des techniques de participation les plus importantes.

Un processus participatif réussi doit associer plusieurs techniques afin d'obtenir un résultat optimal. Par exemple, le processus peut commencer avec un débat public moins structuré ou se

Méthode	Avantages	Inconvénients	Applicabilité
Jury de citoyens	<ul style="list-style-type: none"> Haut degré de contrôle des citoyens – en adéquation avec des normes judiciaires établies Preuve des experts: associe l'expertise scientifique au jugement des citoyens 	<ul style="list-style-type: none"> Dépend de la qualité et de l'engagement des jurés Onéreux, nécessite beaucoup de temps, requiert un travail préparatoire 	<ul style="list-style-type: none"> Décisions controversées Estimation des alternatives Approbation des plans
Conférence consensuelle	<ul style="list-style-type: none"> Avis de la population mis en lumière par la conférence de presse 	<ul style="list-style-type: none"> Représentation du panel 	
Atelier de production d'une vision commune	<ul style="list-style-type: none"> Réflexion sur le long terme Educatif Encouragement au dialogue et à la confiance mutuelle Réflexion créative, idées innovantes 	<ul style="list-style-type: none"> Trop général, peut déboucher sur des compromis Dépend de la qualité de la facilitation Temps limité pour l'assimilation des informations et la prise de décisions concrètes 	<ul style="list-style-type: none"> Étapes initiales de planification: définition du champ de préoccupation, cadrage du processus Fixation des objectifs
AMCD participative	<ul style="list-style-type: none"> Utilisation d'informations quantitatives et qualitatives Utilisation d'outils formalisés d'évaluation 	<ul style="list-style-type: none"> Restriction possible du débat par la plate-forme en comparaison de méthodes plus libres Très dépendant des organisateurs 	<ul style="list-style-type: none"> Estimation des alternatives Évaluation des résultats
Modélisation avec médiation	<ul style="list-style-type: none"> Apprentissage actif et éducatif Accoutumance des participants avec la complexité 	<ul style="list-style-type: none"> Les nouvelles technologies peuvent désorienter certains participants Les modèles de simulation peuvent induire en erreur sur le pouvoir de la prévision 	<ul style="list-style-type: none"> Étapes initiales de planification Fixation des objectifs
Résolution de conflit / construction de consensus	<ul style="list-style-type: none"> Clarification des différents points de vue Développement de la compréhension 	<ul style="list-style-type: none"> En cas d'échec, possible polarisation et intensification des différences Les conflits peuvent se révéler plus complexes et moins faciles à régler qu'imaginé initialement 	<ul style="list-style-type: none"> Décisions / plans controversés Accord sur la mise en œuvre d'un plan
Référendum	<ul style="list-style-type: none"> Représentatif – démocratie directe Processus connu et accepté 	<ul style="list-style-type: none"> Taux de participation pouvant être faible et non représentatif Coût et organisation, réservé aux décisions clés Réservé aux questions fermées de type oui ou non 	<ul style="list-style-type: none"> Décisions / plans controversés

Tableau 8.1
Évaluation des techniques de participation
(fondée sur COSLA, 2002)

concentrer sur les groupes dont les problèmes et les objectifs sont identifiés. Un atelier de production d'une vision commune peut ensuite fixer les objectifs de gestion de l'eau et identifier les différentes alternatives. Un consultant peut alors étudier ces alternatives et les débattre avec des sous-comités particuliers, en utilisant des techniques multi-critères. Le plan d'action final, ou toute décision controversée, peut être porté pour approbation à un jury de citoyens ou à un référendum voté par la société. Des comités peuvent être formés pour surveiller le respect des engagements du plan.

8.6 QUELQUES QUESTIONS SUR LA PARTICIPATION DE LA POPULATION

L'échelle

Les processus participatifs présentent de nombreux inconvénients. Une première question concerne l'échelle géographique et temporelle des décisions. Les processus participatifs sont contraints par des limites géographiques ou thématiques, et ceci peut conduire les participants à faire porter le coût de leur décision par d'autres ou à la remettre à plus tard. Par exemple, un comité de citoyens

discutant d'une politique urbaine de l'eau peut préférer reporter la responsabilité des économies d'eau sur les zones rurales et les producteurs agricoles, plutôt que d'être enclin à augmenter les prix en zone urbaine. Les citoyens peuvent également ressentir n'avoir qu'un contrôle limité sur des facteurs externes déterminants comme les tendances économiques ou le changement climatique. L'élaboration de processus participatifs multiples à différents niveaux (par exemple, urbain, bassin versant, national, international) peut partiellement solutionner ce problème. Il s'avèrera néanmoins difficile de maintenir un lien entre les différents processus.

L'utilisation de la science

Une deuxième question importante concerne le rôle de l'expertise scientifique. Les décisions relatives à l'eau en zone urbaine sont complexes et nécessitent un degré de connaissances techniques et scientifiques dont ne dispose pas la majorité des citoyens. En revanche, réserver un statut privilégié aux experts scientifiques dans le processus participatif peut affaiblir le pouvoir des citoyens, intensifier leur sentiment d'ignorance, et les conduire à s'en remettre à l'autorité reconnue (Holmes et Scoones, 2000). Une "science citoyenne", où les expertises scientifiques et citoyennes sont associées, est rarement possible, étant donné que l'horizon de temps des processus participatifs est court.

Les limites du consensus

La question scientifique souligne un aspect important des processus participatifs. Un accord, quel que soit son degré de démocratie ou de participation, peut toujours être fallacieux ou onéreux. Un groupe de personnes peut bien convenir ou voter que "un plus un font trois", cela ne rendra leur accord ni correct ni durable pour fonder des décisions sur une arithmétique aussi fautive. Par ailleurs, le consensus ne conduit pas nécessairement à des résultats en faveur de l'environnement, une société peut décider de ne pas sacrifier son niveau de vie actuel et de vivre au-dessus des limites de renouvelabilité de la ressource naturelle (en continuant par exemple à surexploiter les eaux souterraines), en reportant les coûts et les risques à plus tard.

Ce qui précède montre que le **consensus** n'est donc pas toujours la solution la meilleure. Il peut forcer à ne s'entendre que sur le plus petit commun dénominateur. Dans le cas du Ruban bleu (voir l'encadré 7.3), la satisfaction des grands propriétaires fonciers de San Fernando Valley, a conduit à une "atténuation" des objectifs visés d'économie d'eau.

On critique souvent les objectifs et les déclarations des processus participatifs d'être mal définis et

trop larges. La pression en faveur du consensus, où il y aura toujours des gagnants et des perdants, peut faire taire les individus déjà marginalisés plutôt que leur donner la parole. Cela peut également inhiber le processus de l'argumentation (Holmes et Scoones, 2000). De façon similaire, les décisions prises selon un vote de majorité peuvent laisser pour compte certaines personnes. Un accord apparent sur une décision peut nourrir des graines de conflit tout au long du processus. Dans certains cas, un changement conduit par quelques personnes éclairées et visionnaires est largement préférable à des accords participatifs atténués.

La neutralité

Le résultat d'un processus participatif dépend considérablement de son **cadrage** et de sa **facilitation**. Les organisateurs sont souvent des acteurs du processus politique, avec leurs propres perceptions, intérêts et programmes. Leur rôle en matière de cadrage et de définition des objectifs du processus est en contradiction avec l'idée d'un débat public impartial. La décision même, quand à savoir si un problème mérite un processus participatif ou non, est une prise de position en soi. Par exemple, il y a une différence entre encadrer un débat de société sur les politiques de l'eau, ou l'orienter vers la définition d'objectifs écologiques pour les milieux aquatiques. La seconde orientation présuppose que le besoin d'objectifs écologiques est acquis. Ce point de vue peut néanmoins ne pas être toujours partagé par la collectivité locale. Dans un exemple similaire, la conduite d'un débat public sur la proposition d'un barrage sera différente selon la manière de poser la question: "avoir ou ne pas avoir le barrage", ou "le barrage ou toute autre alternative possible" (dont la gestion de la demande), ou encore "quelle conception appropriée du barrage pour minimiser les impacts?". On peut partiellement éviter de tels problèmes en installant les processus participatifs très tôt, c'est-à-dire dès les phases de détermination du champ de préoccupation, et de cadrage.

Des techniques de facilitation standardisées peuvent réduire, mais en aucun cas supprimer, les biais dans le processus. Le cadrage initial des préoccupations, les objectifs du processus et les aspects de méthode limitent ces techniques. Les facilitateurs sont humains et ne peuvent donc pas s'empêcher de gérer le processus selon leurs propres modèles mentaux. Par exemple, ils peuvent être tentés de forcer le dialogue, le consensus et les décisions, même si les conditions ne sont pas encore mûres pour cela.

La sélection des participants

La représentation est la question la plus épineuse des processus participatifs. L'auto-identification des participants risque de conduire à la sur-représentation des personnes disposant de plus de temps, de ressources, de motivation, d'un meilleur

statut et d'un meilleur accès à l'information. Des groupes d'intérêts motivés, puissants et sachant se faire entendre, peuvent "récupérer" le processus (par exemple, les résidents de San Fernando Valley dans le cas du Ruban bleu, voir l'encadré 7.3). Le faible de taux de participation (exemple de la coopérative de Santa Clara, voir l'encadré 2.4) remet en question la légitimité des résultats du processus participatif.

La représentation des acteurs concernés peut être appropriée lorsque l'objectif est de réduire le conflit entre des groupes d'intérêts. En revanche, elle l'est moins lorsque les résultats du processus participatif sont censés exprimer le "verdict" de la société. Les acteurs concernés ne constituent pas un échantillon représentatif de la société, mais de ceux dont les intérêts sont affectés. Des représentants individuels peuvent ne pas parler au nom de l'ensemble de leurs mandants, car de profondes divergences peuvent exister au sein du groupe (exemple manifeste lorsque l'on demande à des individus d'une minorité ethnique de parler pour toute la communauté). Certaines de leurs opinions ou accords peuvent être personnels. Durant le processus participatif, le fait que les représentants ne soient pas autorisés à questionner ou à reformuler les intérêts qu'ils doivent représenter, est un problème supplémentaire (Holmes et Scoones, 2000).

Quand une décision doit être prise sur un sujet controversé, les règles sur lesquelles repose le consensus sont très importantes si l'on souhaite que le résultat soit représentatif et démocratique. Par exemple, le vote au sein d'un comité d'acteurs concernés soulève la question du mode d'attribution des droits de vote. Un vote par participant est une option. Cela peut néanmoins être inéquitable si certains acteurs représentent de façon disproportionnée de plus petites circonscriptions. En déterminant la composition du groupe, les organisateurs ont une certaine influence sur le résultat du processus. Par exemple, en Espagne, la formation de Conseils de l'eau au niveau des bassins versants et au niveau national a été accueillie comme un grand pas en avant vers la démocratisation de la gestion de l'eau, où la mise en place de petits parlements pouvait garantir la participation des citoyens. Les critiques affirment néanmoins que la composition même de ces Conseils, avec la présence prédominante de représentants politiques du parti gouvernant et des habitués usagers privilégiés de l'irrigation et de l'hydroélectricité, a bloqué le processus de changement (del Moral *et al*, 2002).

La distribution inégale du pouvoir dans les processus participatifs

Le **pouvoir** au sein de la société civile se traduit invariablement, sauf s'il est maîtrisé, par un

pouvoir analogue dans le cadre du processus participatif. Les participants disposant de plus de ressources, d'information ou de compétence à s'exprimer et à formuler des idées, seront privilégiés dans le processus (bien que certains de ces biais puissent être atténués par la conception du processus et les techniques de facilitation).

Les processus participatifs sont politiques et ne peuvent être isolés des configurations politiques plus larges (tels que coalitions, négociations dans d'autres sphères, qui a le pouvoir réel de mettre en œuvre les décisions, etc.). Par ailleurs, le cadrage des préoccupations, le choix des méthodes, l'approbation ou non de certains participants, sont liés aux contextes et aux configurations institutionnelles existantes (Holmes et Scoones, 2000).

L'impact de la politique

L'impact du processus participatif sur les décisions réelles est une question importante. Sans impact réel, le processus perd de sa crédibilité et les citoyens seront beaucoup plus réticents à participer, à y consacrer du temps et des efforts. Le cycle de la décision de la figure 8.2 est en réalité beaucoup plus complexe et itératif, en particulier dans les pays de la Méditerranée. Les décisions sont souvent prises de façon déconnectée l'une de l'autre, et à partir d'une information limitée. Une foule d'objectifs flous est souvent associée à des instruments inappropriés. Les décisions sont prises au sein d'un ensemble plus large de configurations de pouvoir et d'interfaces multiples. Au final, l'impact dépend de la place donnée aux processus participatifs dans des processus politiques informels et formels de plus grande échelle, et des relations tissées entre les personnes impliquées dans les événements participatifs, les réseaux politiques plus étendus et les processus de changement (Holmes et Scoones, 2000).

Le temps et les ressources financières

La dernière question concerne les **contraintes de ressources et de temps**. Les décisions doivent souvent être prises rapidement, alors qu'un processus participatif de qualité demande du temps. Les retards ont souvent un coût. Les processus participatifs bien organisés ont un coût en eux-mêmes. L'efficacité économique exige que les bénéfices (c'est-à-dire le fait d'éviter des coûts judiciaires ou litigieux) doivent être supérieurs aux coûts d'entreprendre un processus participatif. Cependant, les coûts et les bénéfices ne sont pas toujours faciles à identifier et à quantifier. Une confiance accrue de la population vis-à-vis des acteurs concernés peut par exemple constituer un bénéfice. Un aspect majeur des processus participatifs est qu'ils ne perçoivent pas la délibération et la participation comme de simples instruments pour réaliser des objectifs prédéfinis

(comme accroître l'acceptation de politiques). Le processus de dialogue et de négociation est vu comme une valeur en soi, supérieure à la qualité des décisions qui en résultent (Holmes et Scoones, 2000).

Toutes les questions mentionnées ci-dessus ont amené à soulever la question de la légitimité des processus participatifs, en comparaison à des formes plus traditionnelles de représentation démocratique: "La démocratie représentative traditionnelle peut ne pas être très attirante et souffrir d'un taux de participation lamentablement bas lors d'élections locales, mais c'est une méthode constitutionnelle bien comprise qui offre aux représentants élus une véritable légitimité à parler au nom de leurs mandants (Selman, 1998).

8.7 PRINCIPES DIRECTEURS POUR LES PROCESSUS PARTICIPATIFS

La gestion de l'eau en zone urbaine dans les pays de la Méditerranée a connu peu, voire même aucune, application des approches participatives. L'apathie de la population, un manque de conscience sur la possibilité de participer ou sur l'importance des problèmes de l'eau en milieu urbain en dehors des périodes de crise, sont autant de raisons importantes expliquant ce fait. Une hypothèse serait que les gens ne s'engagent pas dans les décisions politiques, non par manque d'intérêt, mais parce qu'ils pensent que leur contribution ne sera pas prise en compte.

Dans la majorité des pays de la Méditerranée, les possibilités de participation significative sont encore limitées. Cette situation reflète la tradition/culture dominante de politiques de confrontation, centralisées, fondées sur un parti ou un dirigeant, et caractérisées par une faible acceptation des modèles consensuels. Les questions relatives à l'eau en milieu urbain sont notamment perçues comme un sujet technique: les dirigeants et les politiciens voient peu de raison à intégrer la population dans les décisions.

Diverses réserves sur l'efficacité des processus participatifs sont fondées. Elles sont liées aux problèmes exposés ci-dessus. La question ne doit néanmoins pas être "participation ou démocratie représentative". La question est plutôt de trouver comment concevoir un processus participatif adéquat, conscient de ses limites, et qui soit intégré dans le cadre des institutions et de processus décisionnels de la démocratie représentative. Les ingrédients de base d'un processus participatif efficace sont énumérés ci-après.

Les règles du processus doivent être bien définies. Les règles du processus participatif

doivent être clairement définies avant toute chose, de préférence par un **cadre réglementaire** (soutenu par une constitution favorable) (voir le chapitre 3). Les règles doivent définir des procédures claires pour identifier et inclure les "acteurs concernés", des indications sur la représentation qui soient claires et vérifiables, ainsi qu'une définition du niveau d'implication correspondant à chaque type de décision (de l'information à l'autodétermination) (Swyngedouw et al, 2002).

La participation doit être intégrée aux structures existantes de la gouvernance. Les processus de participation ne sont pas un substitut de la démocratie représentative et des autorités existantes. Il est important de clarifier la façon dont la participation s'harmonise avec les structures décisionnelles existantes et la manière dont ses résultats seront incorporés aux décisions effectives. Cela implique des définitions claires et transparentes sur les modes de contrôle, sur une forme de hiérarchie entre les différentes institutions gouvernementales et les différents niveaux de gouvernance (national, urbain et local), et sur leur rôle dans le processus.

Le processus doit être transparent. La base de toute décision majeure (par exemple, la sélection des participants, les privilèges de vote, le choix de la méthode) doit être claire. L'information concernant le processus participatif doit être disponible et accessible à tous les acteurs concernés.

Le processus doit être inclusif. Le processus ne doit exclure aucun participant. La sélection des participants doit être transparente, fondée sur des règles prédéfinies et claires, et correctement débattue avant toute chose.

La participation doit respecter les délais. Le processus doit débuter très tôt, avant le cadrage initial des préoccupations et problèmes à traiter, et doit se dérouler tout au long du processus de planification.

La population doit être informée. Il faut informer la population sur la valeur de la participation et les possibilités de participer. Il faut expliquer et promouvoir les débats publics, les procédures de consultation, etc. Une prise de conscience sur des sujets d'ordre supérieur (comme les problèmes de l'eau) est un préalable à la volonté de participer. Il faut former les experts et les gestionnaires (d'autorités, de services d'eau) sur la valeur de la participation. Un état d'esprit participatif diffère considérablement de la mentalité dominante "technocratique" sur la prise de décision. La meilleure façon d'apprendre est de s'engager concrètement dans de réels processus participatifs.

Il faut soutenir le processus et récompenser les participants. Les processus participatifs ont un coût, autant pour les organisateurs que pour les participants engagés. L'Etat doit financer les processus participatifs, étant donné qu'ils génèrent des bénéfices publics. Il faut envisager des compensations financières ou morales pour les citoyens qui se sont engagés dans ces longs processus (comme dans le cas pour l'engagement dans les jurys de tribunaux).

Le processus doit être crédible et bien organisé. Une facilitation expérimentée est nécessaire à la réussite d'un processus participatif. L'impartialité, dans la mesure du possible, donne de la crédibilité. Un processus organisé avec professionnalisme facilite l'engagement des participants.

9. LA PREVENTION DES RISQUES

Ce chapitre décrit le processus de la gestion des risques et de sa planification dans les systèmes d'eau urbains en zone littorale. Il définit en premier lieu les concepts de base et les composantes de la gestion des risques. Il identifie ensuite les facteurs de risque fondamentaux et leurs impacts potentiels sur les systèmes d'eau urbains en zone littorale. Le chapitre conclut par une présentation pas à pas d'un processus de planification pour la gestion des risques dans les systèmes d'eau urbains en zone littorale.

9.1 LES PRINCIPES DE LA PREVENTION DES RISQUES

Le terme **risque** souligne la possibilité de tort (pertes ou dégâts). Un **danger** est une menace qui peut provoquer un tort. Le risque est le produit de la **fréquence** (probabilité), de la **gravité** du danger et de la **vulnérabilité** correspondante du système affecté (ou du groupe de population). Dans le cas des systèmes d'eau urbains, les dangers comprennent des facteurs **naturels** et **technologiques** (dus à l'homme), qui peuvent provoquer des dommages sur les infrastructures d'eau urbaines et des défaillances dans le service fourni (en relation avec la santé publique, le développement économique et l'intégrité de l'écosystème).

Les systèmes d'eau urbains sur le littoral de la Méditerranée font face à plusieurs dangers, comme les sécheresses, les inondations (dont celles liées aux marées ou aux vagues) et d'autres

événements extrêmes (tremblement de terre, etc.). Le changement climatique accroît la probabilité de ces dangers, alors que parallèlement l'urbanisation, particulièrement en zone périurbaine, rend la population et les infrastructures plus vulnérables aux dangers. La prévention des risques doit être une composante essentielle de la gestion intégrée des eaux urbaines.

La **prévention des risques** fait référence à tous les processus et activités visant la gestion d'une situation de risques existante. Son but est de réduire la probabilité d'une crise (par exemple, une sécheresse) par son anticipation, et d'en minimiser les effets. Il s'agit d'une approche **proactive** établie longtemps avant une crise potentielle, permettant d'en atténuer les impacts et d'ajuster les décisions à temps, de manière efficace et coordonnée (WDCC, 1998). Cette approche comprend quatre modules/activités de base (voir la figure 9.1) qui correspondent à 5 étapes fondamentales (voir la figure 9.2).

Figure 9.1
Les composantes de la prévention des risques
(modifié à partir d'Ale, 2002)



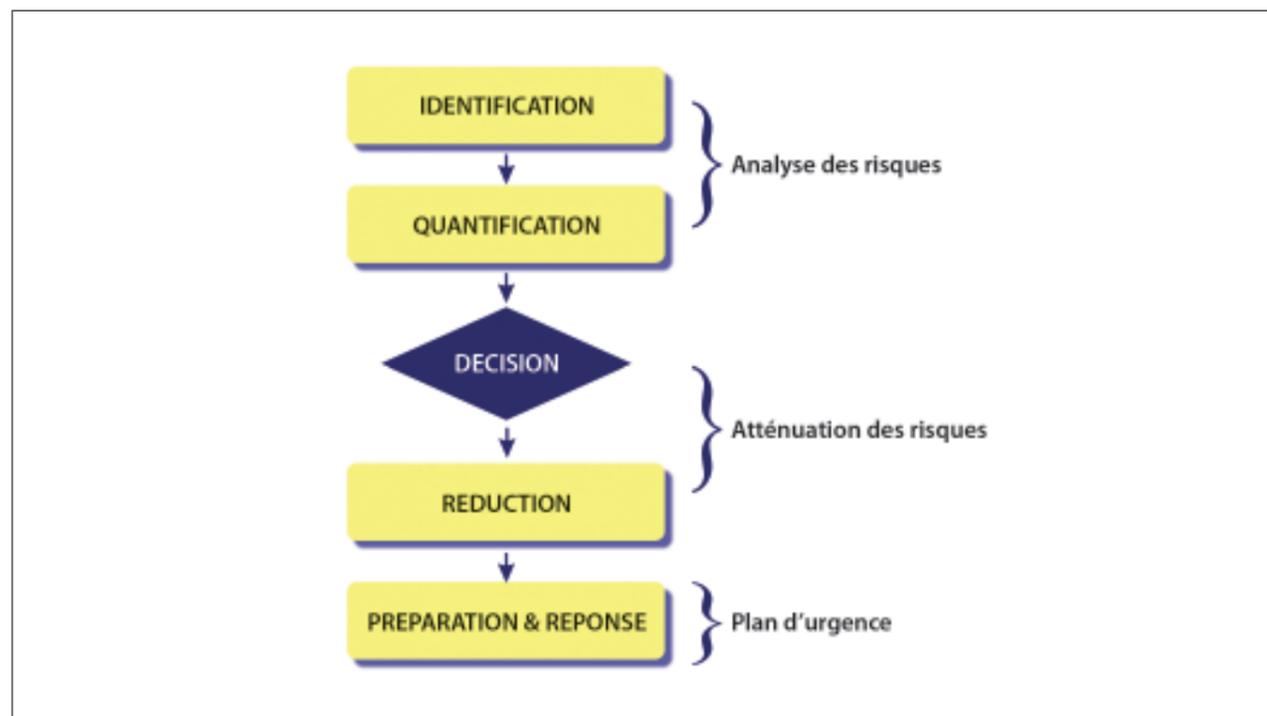


Figure 9.2
Les cinq étapes du processus de la prévention des risques
(Ale, 2002)

L'**analyse des risques** est le processus d'identification et de compréhension des composantes pertinentes d'un risque (dangers, effets, et systèmes affectés/vulnérables), de manière à évaluer les stratégies alternatives pour gérer ces risques. L'analyse des risques est fondée sur l'**évaluation des risques**, un processus où l'on estime qualitativement ou quantitativement la probabilité ou la fréquence de dommage pour un danger inhérent donné (un événement ou un agent susceptible de causer un dommage). La détermination et l'évaluation d'un risque passent par les étapes suivantes (Harrop & Nixon, 1999, WDCC, 1998):

- l'identification des sources et des composantes du danger
- l'analyse de la fréquence et de la probabilité d'apparition du danger
- l'identification, l'évaluation et le classement (par ordre de priorité) des effets du danger
- une évaluation de la vulnérabilité des zones, des groupes de population ou des écosystèmes exposés

L'analyse des risques repose sur la définition d'un **niveau de risque acceptable (ou tolérable)**. Un niveau de vulnérabilité, considéré comme "acceptable", équilibre des facteurs comme la probabilité de danger et l'intensité de l'impact, du coût, de l'équité, etc.

L'analyse des risques est fondée sur l'application de la science objective et des principes scientifiques (Edujee, 2000). Dans la majorité des évaluations, les risques se réduisent à une seule équation, qui met en relation de façon quantitative la probabilité des effets d'un danger avec les coûts des conséquences si l'événement devait se produire. Cependant, les risques ne sont pas seulement d'ordre technique et scientifique, mais également d'ordre social, car:

1. Le risque n'est pas seulement un phénomène naturel, il est aussi **culturel**. Il dépend des dangers que les sociétés définissent (perçoivent) comme pénibles (Rees, 2002).
2. Souvent, ce ne sont pas que les événements physiques qui provoquent les risques, mais également les **activités humaines** (par exemple, en urbanisant des plaines inondables et des zones littorales, ou en augmentant les cultures à forte consommation d'eau dans des zones sujettes à la sécheresse). Les incertitudes économiques, politiques et sociales sont souvent plus importantes que les aléas naturels (Rees, 2002).

La définition d'un niveau de risque acceptable et la sélection de mesures parmi plusieurs alternatives ne peuvent se déterminer de "manière objective" et indépendamment des gens qui feront face aux conséquences.

Après avoir identifié et quantifié les risques probables (dans la mesure du possible), l'étape

suivante est de décider des **actions** (actions, programmes et politiques, à court et long termes) nécessaires à la diminution de ces risques. Tout d'abord, ceci implique la maintenance et l'amélioration, de l'exploitation et de la gestion actuelles du système (**atténuation des risques**), et ensuite, le travail de **préparation**, afin de faire face aux dangers et crises éventuels. L'atténuation peut réduire les risques, mais en aucun cas les éliminer; la préparation traite de ce **risque résiduel**. Les mesures d'atténuation et de préparation ne doivent pas seulement se concentrer sur les mesures techniques d'exploitation et de gestion. Elles doivent également cibler directement les systèmes vulnérables avec des interventions non techniques (comme le déplacement de population, le changement d'affectation des sols, etc.). Le choix des actions d'atténuation et de préparation à adopter est généralement fait sur la base d'analyses économiques et sociales. Des techniques de coûts-bénéfices ou multi-critères comme celles décrites dans le chapitre 4 peuvent être utiles.

La dernière composante de la prévention des risques, le **plan d'intervention**, vise à donner un cadre de travail coordonné, en réponse à une situation de catastrophe. Le but est de définir le **rôle de chacun** en cas d'urgence, et de prévoir toutes les **actions** nécessaires à l'évaluation rapide des dommages et à la restauration du service, aussi vite que possible (Mearns and Overmars, 2000).

Les différentes composantes de la prévention des risques ne sont pas isolées, mais interdépendantes. L'analyse des risques identifie les mesures d'atténuation des risques; en retour, leur mise en œuvre peut identifier différentes sources de risque ou demander un nouveau calcul des risques. L'atténuation des risques identifie les risques résiduels; en retour, l'élaboration d'un plan d'intervention peut identifier des zones où davantage de mesures de préparation ou d'atténuation sont nécessaires.

9.2 LES FACTEURS DE RISQUE ET LES IMPACTS DANS LES SYSTEMES D'EAU URBAINS EN ZONE LITTORALE

9.2.1 Les dangers

L'encadré 9.1 résume les principaux dangers auxquels sont confrontés les systèmes d'eau urbains, ainsi que certains de leurs effets. Cela comprend les dangers naturels et technologiques. Les **dangers naturels** sont générés par des phénomènes naturels, géologiques ou météorologiques (Mearns and Overmars, 2000). Ceux-ci peuvent provoquer des interruptions dans le système d'eau, en menaçant l'adéquation et la qualité des ressources,

en provoquant des dommages sur les réseaux d'eau et d'assainissement ou dans les stations de traitement, en perturbant le fonctionnement normal du système. La vulnérabilité de la région méditerranéenne aux changements climatiques s'est intensifiée ces dernières années en raison des changements dans les profils de la démographie, de la croissance économique et de l'utilisation de la ressource (Ameziane, 2002).

Les phénomènes **météorologiques** comprennent les sécheresses et les inondations. Les effets du changement climatique ont intensifié leur fréquence. Les **sécheresses** sont récurrentes en Méditerranée. Elles doivent être traitées comme un imprévu systémique plutôt qu'exceptionnel (Ameziane, 2002). Les sécheresses provoquent de graves pénuries d'eau et affaiblissent les débits de surface ou d'eau souterraine, mettant en danger la disponibilité de l'eau. Elles peuvent également diminuer la **qualité de l'eau**, étant donné qu'elles réduisent la capacité de purification des voies d'eau naturelles, conduisant par ailleurs à une pollution et une eutrophisation des réservoirs naturels et artificiels (PAHO/WHO, 1998).

Les **inondations** sont un danger naturel courant dans le bassin méditerranéen (Guerieri, 2002). Il y a deux types d'inondation:

- les **plaines alluviales** inondées par le gonflement des rivières
- les **crues éclair** causées par d'intenses orages localisés

Après les sécheresses, les sols asséchés sont moins capables d'absorber les écoulements et l'inondation s'aggrave. Dans les zones urbanisées, l'extension des surfaces imperméables augmente les écoulements et aggrave les effets d'une inondation (des études ont montré que les écoulements en milieu urbain sont entre 1,1 et 4,6 fois plus forts que ceux de la situation prévalent avant, Ameziane, 2002). Les inondations peuvent contaminer l'eau potable et les eaux souterraines. Les débordements des stations d'épuration des eaux usées représentent un réel problème. Les inondations peuvent également provoquer des dommages aux infrastructures, au niveau des conduites, des équipements de pompage ou des installations électriques, ainsi qu'au niveau des bassins de retenue et des réservoirs (PAHO/WHO, 1998).

S'ajoutant à la fréquence croissante des sécheresses et des inondations, le **changement climatique** peut aussi mettre en danger les ressources en eau par les changements ou dommages qu'il apporte aux écosystèmes. La réduction de la recharge des nappes qui conduit à la réduction ou la disparition d'écoulements naturels, l'**augmentation du niveau de la mer** qui entraîne l'érosion des côtes et l'intrusion d'eau salée dans les nappes littorales,

**ENCADRE 9.1
LES DANGERS ET LEURS IMPACTS SUR
LES SYSTEMES D'EAU URBAINS EN ZONE
LITTORALE**

Danger	Effet
Dangers naturels	
Sécheresse	Insuffisance de l'approvisionnement en eau Détérioration de la qualité de l'eau
Inondation	Domages sur les infrastructures urbaines/hydrauliques Pollution de l'approvisionnement en eau potable Débordement des stations d'épuration des eaux usées Domages hydrauliques dans les voies d'eau
Tremblement de terre	Destruction de l'infrastructure du système d'eau
Glissement de terrain	Destruction de l'infrastructure Contamination des voies d'eau
Activité volcanique	
Événements climatiques extrêmes	Destruction de l'infrastructure Pics de demande intenses
Changements ou dommages à l'écosystème	Réduction ou disparition d'écoulements naturels comme les rivières, les zones humides ou les estuaires
Augmentation du niveau de la mer	Érosion Fréquence accrue des inondations Intrusion saline
Dangers technologiques	
Perte de puissance	Fonctionnement des stations de traitement, stations de pompage et autres activités, comme la surveillance
Incendie	Domages à l'infrastructure du système d'eau
Déversement chimique - accident de contamination	Pollution et qualité de l'approvisionnement
Défaut de conception et de construction	Interruption de l'exploitation - défaillance du service Domage aux infrastructures urbaines
Sabotage délibéré (terrorisme)	Domages aux infrastructures, contamination

la **désertification**, sont autant d'exemples des conséquences du changement climatique.

Les **événements climatiques extrêmes**, comme des températures glaciales ou des vagues de chaleur inattendues, peuvent interrompre le système d'eau en raison, soit de dommages aux infrastructures (éclatement des conduites), soit de changement des modes de consommation qui affectent la disponibilité de la source. Par exemple, en février 2004, la ville d'Athènes, en Grèce, a connu un court moment de temps glacial. Les ménages utilisaient l'eau pour enlever la neige et laissaient les robinets ouverts afin que les conduites ne gèlent pas. La consommation d'eau quotidienne est alors montée en flèche, dépassant les niveaux maximums atteints même lors de vagues de chaleur. Les dommages affectant le réseau, en se combinant avec l'épuisement des réservoirs d'eau urbains, dû aux pics de demande inattendus, ont privé d'eau de nombreux ménages pendant plusieurs jours.

La fréquence des phénomènes météorologiques est principalement liée à des causes naturelles (à l'exception de la contribution du changement

climatique d'origine anthropique), d'où le nom de dangers "naturels". Les effets de ces dangers naturels dépendent cependant de l'activité humaine. La demande croissante d'eau en zone urbaine ou l'urbanisation de plaines inondables peuvent être des facteurs bien plus importants, respectivement, de sécheresse ou d'inondation que des phénomènes météorologiques seuls.

Les **phénomènes géologiques** nuisibles sont très courants dans les pays du bassin méditerranéen. La région connaît des **tremblements de terre** d'une magnitude considérable. Les effets les plus évidents sont les dommages causés aux infrastructures du système (comme au reste des infrastructures urbaines). Les tremblements de terre peuvent également modifier la morphologie des réservoirs d'eaux souterraines, modifiant les itinéraires de l'eau, la vitesse des courants et les exutoires. Ils peuvent également provoquer la contamination des eaux de surface en raison de **glissements de terrain** accompagnant le tremblement de terre (PAHO/WHO, 1998). Les glissements de terrains peuvent avoir lieu suite à une **activité volcanique** ou à des pluies

torrentielles. L'activité volcanique peut également affecter de nombreuses autres façons les systèmes d'eau urbains.

Les **dangers technologiques** sont dus en premier lieu aux activités humaines. Ils comprennent les baisses de courant électrique, les incendies, la pollution etc. Les dangers naturels peuvent contribuer aux dangers technologiques (par exemple, un tremblement de terre peut provoquer un incendie ou une baisse d'énergie). Les **baisses de courant électrique** perturbent le fonctionnement des installations de contrôle, de traitement et de pompage alimentées électriquement, ce qui réduit en conséquence la quantité et la qualité de l'eau fournie. Les **incendies** peuvent avoir des conséquences similaires et peuvent endommager l'infrastructure du système d'eau. Les barrages et les autres **défauts de construction** des infrastructures peuvent avoir un effet dévastateur sur les régions en aval et celles dépendant de l'approvisionnement en eau du barrage. Les défaillances d'exploitation sont également possibles, comme un rejet accidentel d'eaux usées provenant d'un réseau unitaire d'assainissement.

Les déversements chimiques et les accidents de **contamination** peuvent compromettre la qualité de l'approvisionnement et engendrer des risques sanitaires. Les zones urbaines sont particulièrement vulnérables face à de tels dangers, car elles prennent leur eau potable dans des rivières également utilisées pour la navigation et le transport fluvial, ou dans d'autres ressources de surface ou souterraines, réceptrices d'effluents industriels ou urbains.

Le **sabotage délibéré** des infrastructures d'eau, en tant qu'acte **terroriste**, bien qu'à ce jour il ne se soit encore jamais produit dans le bassin méditerranéen, est un risque à prendre en compte dans le futur. Il peut se présenter sous la forme d'une attaque physique avec la destruction d'infrastructure du système ou bien, de façon plus sinistre, par la pollution des approvisionnements par des agents chimiques ou biologiques. Il est nécessaire de prendre des mesures de protection afin de limiter de telles possibilités.

9.2.2 Les risques liés aux infrastructures hydrauliques urbaines

Les différentes parties des infrastructures hydrauliques urbaines sont soumises à divers dangers et risques. Les ressources en eau peuvent être mises à mal par des dangers naturels, tels que les sécheresses qui réduisent les ressources disponibles, les inondations qui peuvent polluer par des charges organiques et des débris, et les séismes qui peuvent provoquer des glissements de

terrain, bloquer et polluer les voies d'eau. L'activité volcanique peut entraîner un dépôt de cendres et d'autres matériaux dans les eaux de surface. La pollution émanant des industries, des transports, des stations d'épuration des eaux usées en amont, ou d'autres activités humaines, peut présenter un risque technique, menaçant la qualité de l'eau (Mearns and Overmars, 2000).

Les productions d'eaux usées, domestiques ou industrielles, sont soumises aux risques liés aux séismes et à l'activité volcanique, qui peuvent occasionner des modifications dans la structure et des pollutions correspondantes.

Du fait de l'activité volcanique et sismique, les prélèvements d'eau, comprenant les captages artificiels, les structures en rivière et sur les voies d'eau, les forages etc., peuvent subir des dommages structurels, ou entraîner des modifications d'alignement dans les réseaux de canalisation. Les inondations et les glissements de terrain présentent la menace complémentaire de bloquer les prélèvements d'eau avec des débris et du limon.

Les structures de stockage d'eau, barrages ou bassins de retenue, sont vulnérables aux séismes. Elles sont également vulnérables aux actes terroristes.

La nature étendue du système de distribution augmente les risques. Les séismes, les glissements de terrain et l'activité volcanique peuvent endommager les conduites d'eau et d'assainissement, occasionnant des fuites et des pollutions des eaux douces et côtières. Les pannes de courant ont une incidence sur les stations de pompage, ce qui porte préjudice à l'approvisionnement en eau et à la sécurité du transfert des eaux usées (Mearns and Overmars, 2000).

Les stations de traitement d'eau autant que celles d'eau usée, sont à la merci de dégâts sur la structure, dus à des dangers naturels tels que séismes, éruptions volcaniques, etc., qui peuvent compromettre l'approvisionnement en eau saine et la sécurité de l'évacuation des eaux usées. Les inondations peuvent entraîner une accumulation d'eaux pluviales dans les stations d'épuration des eaux usées, au-delà de leurs capacités. L'excédent d'eaux usées non traitées peut alors menacer les voies d'eau locales. De plus, les produits chimiques utilisés pour le traitement de l'eau, la boue et les effluents incomplètement traités dans les stations, présentent un sérieux risque de contamination des eaux douces ou côtières, en cas de déversement ou de fuite (Mearns and Overmars, 2000).

ENCADRE 9.2
IMPACTS POTENTIELS D'UNE SECHERESSE
(WDCC, 1998)

Impacts économiques

- Chômage lié à la baisse de production liée à la sécheresse
- Perte dans le secteur des loisirs et du tourisme
- Perte chez les fabricants et les vendeurs d'équipement de loisir
- Accroissement de la demande en énergie et réduction de l'offre en raison de la diminution de la production liée à la sécheresse
- Coûts pour les consommateurs et dans l'industrie, liés à la substitution de carburants (pétrole) plus coûteux pour remplacer l'énergie hydroélectrique
- Baisse de la production alimentaire/ perturbation de l'approvisionnement en produits alimentaires
- Augmentation des prix alimentaires
- Augmentation de l'importation de produits alimentaires (prix plus élevés)
- Interruption dans l'approvisionnement en eau
- Baisse des revenus des services d'eau
- Manque à gagner
- Profit aléatoire
- Perte de revenus pour les collectivités locales (du fait de la réduction de l'assiette de l'impôt)
- Perte liée à la diminution de la navigabilité des voies d'eau
- Coût lié au transport ou au transfert d'eau
- Coût d'installations hydrauliques nouvelles ou supplémentaires
- Coût de l'épuisement accru des eaux souterraines (extraction d'eau), tassement de terrain
- Réduction du développement économique
- Baisse du prix des terrains

Impacts environnementaux

- Dommages subis par les espèces animales
- Dommages subis par les espèces végétales
- Incidence accrue de l'ampleur des incendies
- Disparition de zones humides
- Impact sur les estuaires (changement des niveaux de salinité...)
- Epuisement accru des eaux souterraines, tassement de terrain
- Erosion des sols liée au vent et à l'eau
- Abaissement du niveau des bassins de retenue et des lacs (y compris des petits étangs des fermes)
- Réduction du débit des sources
- Effet relatif à la qualité de l'eau (concentration en sel, augmentation de la température de l'eau, pH, oxygène dissous, turbidité...)
- Effet sur la qualité de l'air (poussières, polluants...)
- Attrait visuel et qualité des paysages (poussière, couverture végétale, etc.)

Impacts sociaux

- Stress mental et physique (anxiété, dépression, perte du sentiment de sécurité, violences domestiques...)
- Problème créé par les débits d'étiage et affectant la santé (contamination par des raccordements croisés, réduction du débit des eaux usées, augmentation des concentrations de polluants, diminution des capacités de lutte contre les incendies, etc.)
- Appauvrissement nutritionnel (limitation alimentaire liée à l'augmentation des prix, déficience alimentaire liée au stress...)
- Perte de vies humaines (en raison du stress thermique, suicides...)
- Atteinte à la sécurité publique résultant des feux de forêt
- Augmentation des insuffisances respiratoires
- Augmentation des conflits
- Conflit lié à l'utilisation de l'eau
- Conflit politique
- Conflit de gestion
- Autres conflits sociaux (scientifiques, médiatiques...)
- Perturbation des systèmes de croyance culturels (visions religieuses et scientifiques des risques naturels...)
- Re-élévation des valeurs sociales (besoins et droits prioritaires...)
- Réduction ou modification des activités de loisir
- Mécontentement du public sur la réaction du gouvernement face à la sécheresse
- Inégalité de répartition des moyens permettant d'atténuer les effets de la sécheresse
- Inégalité dans l'impact subi de la sécheresse en fonction :
 - du groupe socio-économique
 - de l'ethnie
 - de l'âge
 - du genre
 - de l'ancienneté
- Perte de sites culturels
- Perte de valeurs esthétiques
- Reconnaissance des restrictions institutionnelles à l'utilisation de l'eau
- Réduction de la qualité de vie, changement dans les modes de vie
- Zones urbaines particulièrement touchées
- Augmentation de la pauvreté en général
- Augmentation des besoins en information, coordination des activités de diffusion des informations
- Migration de population (exode rural)

9.2.3 Les impacts

Ils désignent les conséquences d'un danger. Ils résultent du fait que les services d'eau urbains échouent à fournir le niveau de service souhaité. Les impacts sont classés en économique, environnemental et social, bien que plusieurs d'entre eux se rapportent à plus d'une catégorie. Par exemple, les impacts peuvent inclure:

- les impacts de santé publique, liés aux interruptions de l'approvisionnement en raison de la détérioration de la qualité de l'eau potable
- les impacts sur les activités productives (industries, entreprises, agriculture urbaine), dus aux interruptions de l'approvisionnement ou à la détérioration de la qualité de l'eau (pour les activités qui exigent une qualité élevée)
- la contamination des espaces récréatifs et l'impact sur les activités touristiques
- les dommages subis par les écosystèmes, résultant de la pollution et de la diminution des ressources en eau

Les impacts sont nombreux et il est impossible de les énumérer ici de façon exhaustive. Dans l'encadré 9.2, on identifie certains des impacts potentiels subis par une ville, résultant d'un seul type de risque: la sécheresse.

Un danger constitue seulement une des causes d'un impact. Il existe plusieurs autres **causes plus basiques** qui contribuent à un impact. Par exemple, l'épuisement d'un bassin de retenue lors d'une sécheresse peut être dû, en partie, à un événement météorologique anormal, mais également à une surconsommation pendant les années précédentes, qui peuvent à leur tour venir de changements urbains, démographiques et économiques.

9.3 DEVELOPPER UN PLAN DE PREVENTION DES RISQUES POUR LES SYSTEMES D'EAU URBAINS EN ZONE LITTORALE

Le processus générique échelonné décrit ci-dessous repose sur les principes de prévention des risques évoqués ci-dessus.

Etape 1 - Démarrer le processus

La planification des risques peut faire partie du processus global de plan directeur (voir le chapitre 5 du volume 1) ou être conduite séparément par le service d'eau, une administration ou un consultant spécialisé. Il faut disposer d'une analyse de type interdisciplinaire comportant des données saines et une aide à la décision (voir le chapitre 4).

Un **atelier de scénarios** au démarrage (voir les chapitres 4 et 8) peut servir de base au démarrage du processus de planification. La présentation de scénarios de catastrophe et la discussion



Figure 9.3
Processus de planification des risques et participation des acteurs concernés

autour des stratégies d'atténuation et de réponse, constituent d'excellents outils pour élaborer de plans et procédures de réponse, et pour impliquer le personnel et la population (Mearns and Overmars, 2000).

Etape 2- Impliquer le public et les acteurs concernés

La participation des acteurs concernés et du public doit faire partie intégrante du processus de prévention des risques (voir la figure 9.3). La participation permet d'aborder les questions majeures suivantes (Rees, 2002):

1. Quel niveau de dépenses investies dans l'atténuation des risques peut se justifier, en termes de préférence des usagers ?
2. En tenant compte des contraintes liées aux capacités humaines et matérielles, quels risques sont les moins tolérables et quelles sont donc les priorités d'action ?
3. Qui assumera les coûts des risques résiduels et à qui doit-on attribuer les coûts et les bénéfices de l'atténuation des risques ?
4. Quelles sont les méthodes les plus tolérables pour l'atténuation des risques, en termes économiques, sociaux et politiques ?
5. Comment le public touché va-t-il réagir aux différentes mesures de réduction des risques ?
6. Quelles sont les mesures de réduction des risques que la collectivité peut ou veut introduire et maintenir ?

Les techniques et les processus participatifs de base décrits au chapitre 8 sont applicables. Cependant, les conséquences des processus participatifs deviennent plus évidentes dans la

discussion des risques. Lorsqu'ils sont confrontés à des situations à risque, les gens sont plus sujets aux divers types d'incohérences et d'erreurs. Certains impacts potentiels peuvent être trop sérieux pour être laissés entre les mains du seul public, aux connaissances insuffisantes et à la compréhension limitée de la notion de probabilité (Rees, 1998). De plus, le temps constitue souvent une contrainte lors des situations à risque, alors que les débats publics exigent de se donner une période de réflexion. Il est nécessaire de trouver un équilibre adéquat au cas par cas entre le degré et le type de participation de la population, et l'efficacité de la réponse à apporter aux risques.

Etape 3 - Identifier les dangers et les impacts

Il s'agit de la première étape de l'analyse des risques. Les encadrés 9.1 et 9.2 présentent une liste indicative mais non exhaustive permettant d'identifier les dangers et les impacts selon les régions.

Une **étude détaillée** de toutes les installations doit être conduite, en étudiant les plans et les schémas, et en inspectant les installations au sol. L'étude doit fournir les détails concernant le type, l'état et l'âge des composants et du réseau. Elles permettront d'avoir une idée de la vulnérabilité ou des points faibles du système. Il faut prendre en compte tous les éléments importants du système (les ressources de l'approvisionnement en eau, les prises d'eau, le stockage de l'eau, le réseau de distribution, et les stations d'épuration), ainsi que contrôler et accéder à ces installations (Mearns and Overmars, 2000). Il faut décrire comment les différents composants du système peuvent tomber en panne, ainsi que le type et l'ampleur des conséquences éventuelles (Ale, 2002).

On peut identifier différents impacts selon le niveau de gravité d'un danger. Il faut également différencier les impacts selon leur incidence. Certains peuvent ne concerner que certaines parties du réseau ou un segment de population, d'autres peuvent être globaux.

Etape 4 - Evaluer et établir un ordre de priorité concernant les dangers et les impacts

La **quantification** des risques dépend de leur probabilité et de la gravité de leurs conséquences (Ale, 2002). Par exemple, bien que le risque de rupture d'un barrage suite à un séisme soit faible dans une région donnée, ses conséquences seraient si dévastatrices que le danger doit être placé en tête de la liste des priorités. De la même manière, les dangers ayant une fréquence élevée dans une région, tels que les sécheresses en Méditerranée, doivent être considérés comme des risques de haute priorité. La détermination de la **tolérabilité** des risques se fait à partir de la quantification du risque donnée par l'évaluation des risques.

Le degré d'acceptabilité d'un risque est un élément qui peut évoluer avec le temps et avec les évolutions dans le système de valeur d'une société (Plate, 2002). De plus, les risques eux-mêmes changent en raison des interventions humaines.

Une fois identifiés, les impacts doivent être **classés**, par ordre d'importance. Le classement ne doit pas reposer que sur l'analyse scientifique. Pour être efficace, il doit tenir compte d'autres préoccupations comme les coûts, l'étendue des zones affectées, les tendances à travers le temps, l'opinion publique, l'équité, et la capacité de récupération du système affecté. Cette étape exige un bon équilibre entre science et apport du public.

Etape 5 - Evaluer la vulnérabilité

Cette étape attire l'attention sur les causes sous-jacentes de la vulnérabilité plutôt que sur les impacts négatifs d'un danger. Par exemple, l'impact direct d'une sécheresse peut être la réduction des niveaux dans les bassins de retenue et des interruptions de l'approvisionnement du réseau. En revanche, une cause sous-jacente peut être la hausse de la demande en eau au cours des dernières années en raison de la péri-urbanisation, ou l'augmentation des pertes dans la distribution d'eau en raison du sous-investissement dans la maintenance du réseau. L'identification de ces autres facteurs est importante pour apporter des réponses appropriées. Des mesures structurelles, telles qu'une politique relative à la gestion de la demande en eau (voir le chapitre 5) peuvent être préférables à l'atténuation ou aux réponses apportées à la crise. Cette étape permet d'établir des liens avec le processus global de plan directeur (voir le chapitre 5). Les risques doivent être pris en considération dans l'élaboration de plans de mesures à long terme.

Les **diagrammes "arborescents"** sont utiles à l'évaluation de la vulnérabilité (WDCC, 1998). L'analyse est menée à partir des impacts plutôt que des dangers. Lorsque l'on se demande "pourquoi" un certain impact s'est produit (ou pourquoi il peut se produire), un certain nombre de causes émergent. Lorsque l'on se demande pourquoi ces causes se produisent, jusqu'aux "causes à la racine", une arborescence de facteurs contribuant à l'impact final émerge. Certains sont liés au danger, d'autres pas.

Etape 6 - Identifier les mesures d'atténuation

Une fois que l'on a établi les priorités en termes de dangers et d'impacts, et que l'on a exposé les causes sous-jacentes de la vulnérabilité, on est en mesure d'identifier les mesures appropriées en vue de réduire les risques. L'accent doit d'abord se porter sur les "causes à la racine", et si celles-ci ne peuvent être modifiées, il faut "remonter" dans l'arbre des impacts.

Les mesures d'atténuation comprennent:

- **des mesures techniques**, telles que des mesures d'ingénierie et la construction de structures et infrastructures, de protection et de résistance contre les dangers, comme les ouvrages de protection contre les crues
- **des mesures non techniques**, telles que la gestion de la demande en eau, le zonage ou les permis d'occupation des sols

Les mesures de réduction des risques varient des mesures les plus avancées (comme les dernières technologies de recyclage des eaux usées ou de gestion des eaux pluviales) aux mesures les plus simples (comme la délocalisation ou le détournement des canalisations permettant d'éviter les risques aux points critiques tels que les rivières). Les pièges à sédiments permettent de protéger les prises d'eau en aval et la fabrication de conduites au moyen de matériaux appropriés peut minimiser les risques de rupture. L'identification de ces interventions simples et à faible coût est capitale, en particulier pour les petites agglomérations aux faibles moyens où des mesures plus avancées sont moins accessibles.

Etape 7 - Identifier les mesures de préparation

La **surveillance** du système est essentielle pour détecter les signes avant-coureurs d'un problème. Par exemple, les variations soudaines de pression, de niveau ou de débit de l'eau peuvent indiquer un éclatement ou une fuite sur les conduites. La surveillance de la qualité de l'eau est indispensable à la prévention des risques de contamination et à l'atténuation des catastrophes. Le niveau des précipitations ou des bassins de retenue doit être surveillé et analysé en permanence, comparé aux données historiques, pour mieux anticiper une sécheresse.

Vis-à-vis des risques météorologiques tels que les inondations et les sécheresses, il est impératif de disposer d'un **système d'alerte précoce** fiable. Les systèmes d'alerte précoce comportent trois fonctions principales (i) la prévision des événements imminents, (ii) le traitement et la diffusion des alertes destinées aux autorités politiques et à la population, et (iii) la mise en place de mesures adéquates au bon moment (UN, 2004). L'utilisation de **technologies de télédétection** et de modèles mathématiques de simulation météorologique permettront d'améliorer grandement la précision des prévisions (Plate, 2002). Toute bonne surveillance et tout bon système d'alerte reposent évidemment sur un **système de prévision** efficace (voir le chapitre 4).

Certains aspects très pratiques d'anticipation doivent être pris en considération. Sans un **accès** adapté aux installations de stockage, de traitement et de réseau, aucun dommage ne pourra être

apprécié, évalué ou réparé. En particulier, lors de catastrophes naturelles, l'accès au réseau dans son ensemble peut être obstrué. Les routes peuvent devenir inaccessibles à cause de rivières gonflées, de séismes destructeurs et de courants de lave. Il est crucial d'établir des voies d'accès à chaque point du système d'eau afin de réparer les dommages (Mearns and Overmars, 2000). De plus, les **équipements et matériaux de rechange** doivent être à portée de main et mis à disposition dès que nécessaire.

Etape 8 - Identifier les interventions d'urgence

Certains risques résiduels sont inévitables, quelles que soient les mesures d'atténuation adoptées. Il faut envisager les mesures d'urgence vis-à-vis des différents événements et pour les différents niveaux d'intensité (**phases d'intervention**). Les rôles du personnel mobilisé, au sein du service d'eau et des autres acteurs impliqués, doivent être bien définis pour chaque phase d'intervention. La responsabilité d'intervention lors d'une crise incombe généralement au service d'eau. Cependant, la planification et l'organisation des interventions se font à un plus haut niveau, par exemple au niveau des autorités de bassin, des autorités publiques (ministères, municipalités), etc. (Suzenet *et al*, 2001).

Etape 9 - Etablir des plans de prévention des risques et d'intervention d'urgence

Une fois identifiées les mesures envisageables, l'étape suivante consiste à choisir quelles mesures seront prises, en établissant une liste de mesures à prendre. Lors des décisions sur les mesures de protection, il faut tenir compte des technologies disponibles, des ressources financières, et des mesures de protection que le public considère comme urgentes. D'autres aspects comme la faisabilité, l'efficacité, le coût et l'équité entrent aussi en ligne de compte. Par exemple, lors du choix des mesures d'atténuation, il peut s'avérer utile de se poser certaines des questions suivantes (WDCC, 1998):

- Quels sont les ratios coûts/bénéfices ?
- Quelles sont les mesures jugées faisables et adéquates par le grand public ?
- Quelles sont les mesures qui respectent l'environnement local (processus durable) ?
- Les mesures reposent-elles sur la bonne appréciation de causes pour réduire les impacts pertinents de façon appropriée ?
- Les mesures apportent-elles des solutions à long terme et à court terme ?
- Quelles mesures représenteraient équitablement les besoins des personnes et des groupes touchés?

Il convient d'exposer les mesures dans un **plan de prévention des risques** (incluant un **plan d'intervention d'urgence**). Le plan doit contenir

**ENCADRE 9.3
UN BON EXEMPLE DE PLAN D'URGENCE EN
CAS DE SECHERESSE: SEVILLE, ESPAGNE
(MANUEL RELATIF A LA SECHERESSE DE
L'EMASESA, 2000, extrait de Suzenet et al, 2001)**

L'EMASESA est la société d'eau municipale de la ville de Séville. Après une spectaculaire vague de sécheresse dans les années 1990, au cours de laquelle il fallut interrompre l'approvisionnement en eau, le service d'eau décida de produire et de partager un "plan d'urgence en cas de sécheresse" ("Manuel relatif à la sécheresse" _ "Manual de Sequia") avec d'autres acteurs du bassin versant. Le document décrit toutes les mesures à mettre en œuvre au cours de chacun des cinq stades de sécheresse répertoriés, classés de la première alerte à la situation la plus critique. Les critères déclencheurs pour chaque stade d'intervention reposent sur une analyse permanente des données climatiques et hydrologiques, et des niveaux des bassins de retenue, ainsi que sur la vulnérabilité analysée des sources d'approvisionnement en eau et des systèmes de distribution d'eau. Les mesures d'intervention sont classées en quatre catégories: institutionnel/organisationnel, mesures d'approvisionnement en eau, mesures sur la demande en eau, et aspects juridiques. Elles varient selon le degré de sévérité de la sécheresse.

Les deux premiers stades sont considérés comme des "stades d'alerte" lorsque l'EMASESA détecte l'apparition d'une situation apparente de sécheresse. Le plan prévoit l'établissement de deux accords-cadres avec la société d'électricité de Séville et l'Association des irrigants dans la région de Viar, pour le transfert de l'eau en provenance de leurs bassins de retenue. Un comité sécheresse régional va également voir le jour, il restera en place tout au long des phases d'intervention, afin de coordonner les requêtes et les mesures, et d'effectuer les évaluations et les mesures recommandées. Le comité sécheresse sera présidé par le directeur de l'EMASESA et composé de personnel d'exécution des services d'eau. Différents sous-comités liés aux ressources, aux finances, à la gestion de la demande, à la qualité de l'eau et aux aspects juridiques assisteront le comité sécheresse.

Du côté de l'approvisionnement, au cours des stades de la sécheresse, l'EMASESA doit adopter "une stratégie d'urgence relative à l'approvisionnement en eau". Elle inclut la surveillance et l'évaluation des ressources existantes, la préparation de l'utilisation temporaire des ressources marginales (telles que l'utilisation d'eau de moindre qualité après un contrôle soigné du fleuve Guadalquivir) et/ou les transferts provenant d'autres usagers. Du

côté de la demande, les mesures incluent d'abord une utilisation réduite de l'eau dans les bâtiments publics et les institutions, suivie d'une interdiction des usages non essentiels à caractère privé et public. On doit également réaliser une campagne d'information du public, visant à éduquer les usagers lors de ces premiers stades de sécheresse, ainsi qu'un programme consistant à encourager les restrictions volontaires d'usage de l'eau.

La ville de Séville ainsi que d'autres municipalités desservies par EMASESA doivent approuver un décret municipal réglementant les mesures exceptionnelles à appliquer aux usages domestiques de l'eau en période de sécheresse. Ce décret municipal prévoit la possibilité d'adopter, selon le niveau de sécheresse, les mesures suivantes: interdiction d'utiliser l'eau potable pour les usages extérieurs, établissement d'objectifs d'économie d'eau, autorisation d'interruption pour l'approvisionnement.

Lors du "stade de sécheresse" suivant, le plan appelle à l'intensification des mesures en cours, tant du côté de l'approvisionnement que de la demande. Au niveau institutionnel, le comité sécheresse doit mettre en place une "table ronde de contrôle de la sécheresse" (TRCS) qui sert d'interface entre le comité sécheresse, les représentants de la société d'électricité de Séville, l'Association des irrigants et les autres municipalités desservies par EMASESA, Aljarafe - une société d'approvisionnement en eau de quartier, l'autorité de bassin du Guadalquivir, ainsi que d'autres associations d'usagers et de gros consommateurs. A cette table ronde, se joindront, au "stade de sécheresse sévère", le service de santé d'Andalousie, les directorats régionaux des travaux publics et des transports, de l'environnement, de l'économie et de l'intérieur, ainsi que les représentants des services d'information. La TRCS serait établie en vue d'alimenter le processus de prise de décision du comité sécheresse, en ce qui concerne l'utilisation de l'eau dans l'intérêt des groupes d'usagers de l'eau et du grand public. Au sein du comité sécheresse, un groupe de travail sera mis en place afin d'analyser et d'évaluer les mesures exceptionnelles éventuelles à mettre en œuvre avant que le stade de sécheresse extrêmement sévère (la quatrième phase) ne soit atteinte.

Enfin, le plan prévoit des mesures pour le stade de sécheresse le plus sévère, au cours duquel la situation du système d'eau est considérée comme

très critique. A ce stade, en plus de maintenir les mesures en cours du stade précédent, le ministère de l'Intérieur devra mettre en œuvre un "plan d'urgence sécheresse", en vertu de la loi de 1983. Les mesures d'intervention liées à la gestion de la demande seront plus strictes, elles iront jusqu'à la réduction de l'approvisionnement nocturne après 8 heures, ou même jusqu'à un roulement de coupures diurnes, et à la mise en œuvre de mesures tarifaires plus rigoureuses (à définir). A ce stade, les ressources devront provenir en grande partie des eaux de moindre qualité du fleuve Guadalquivir.

Pour finir, le plan propose l'établissement d'une loi spéciale relative à la sécheresse. La loi établirait les mesures exceptionnelles que doit prendre la municipalité en cas de sécheresse et de manque d'eau potentiel (comme l'utilisation d'eau de moindre qualité, révision des tarifs). La loi devrait également arbitrer les procédures, pour parvenir à des accords relatifs au partage des ressources en eau à partir d'autres bassins de retenue régionaux vers la ville, et prévoir des provisions en cas d'échec dans la recherche d'un accord basé sur le volontariat.

les **informations indispensables** de base relatives au service d'eau et aux installations du système d'eau, telles que l'âge des composants, la localisation et l'accès aux diverses installations etc. Une vue d'ensemble sur les **points faibles** détectés du système, vulnérables au risque en question, serait utile. Il faut établir des **accords** de gestion et de coordination entre le service d'eau fournisseur et les autorités. Des responsabilités particulières doivent être confiées aux autorités, aux gestionnaires et aux employés, et la ligne de conduite et les alternatives doivent être clairement exposées.

Un plan d'urgence doit définir les phases d'intervention (immédiates, partielles/temporaires et de restauration intégrale du service), en plus des rôles et responsabilités spécifiques du personnel, exposés clairement et complètement pour chacun. L'encadré 9.3 présente un exemple de plan d'urgence en cas de sécheresse, préparé par un service d'eau urbain en Espagne.

Etape 10 - Réviser les plans de prévention

L'élaboration du plan n'est que la première étape. Elle doit être suivie par des exercices de simulation, impliquant quelques acteurs, pour s'assurer que le plan fonctionne efficacement. Ce dernier doit être révisé, au moins une fois tous les deux ans, et suite à chaque crise survenue en liaison avec un danger. Les plans doivent suivre l'évolution des valeurs et des perceptions sociales, ainsi que celle des nouvelles connaissances ou informations concernant les risques potentiels.

5. BIBLIOGRAPHIE (VOLUMES I et II);

Ale, B.J.M. (2002), "Risk Assessment Practices in The Netherlands", *Safety Science*, Vol. 40, pp.105-126.

Ameziane El Hassani, T. (2002), "Drought Preparedness and Risk Management in the Mediterranean Region", paper presented at the IUNC Mediterranean Regional Roundtable, Athens Greece, December 2002.

Andersen, I. and Jaeger, B. (2001), "Scenario Workshops and Urban Planning in Denmark", *PLA Notes*, Vol. 40, pp.53-56.

Appan, A. (1999), "Economic and Water Quality Aspects of Rainwater Catchment Systems", Proceedings of the International Symposium on Efficient Water Use in Urban Areas, IETC. Report 9, Osaka: UNEP International Environmental Technology Centre.

Arnstein, S.R. (1969), "A Ladder of Citizen Participation", *Journal of the American Institute of Planners*, Vol. 30, pp.216-224.

Asano, T. (1999), "Wastewater Reuse for non-potable Applications: An introduction", Proceedings of the International Symposium on Efficient Water Use in Urban Areas, IETC. Report 9, Osaka: UNEP International Environmental Technology Centre.

Attané, I. and Courbage, Y. (2001), *La démographie en Méditerranée: Situation et Projections*, (Les Fascicules du Plan Bleu n°11), Paris, Economica; Plan Bleu.

Bakker, K. (2001), "Paying for Water: Water Pricing and Equity in England and Wales", *Transactions of the Institute of British Geographers*, Vol.26, pp.143-164.

Baumann, D.D. and Boland, J.J. (1998), "The Case for Managing Urban Water", in Baumann D.D., Boland J.J and Hanemann, W.M. (eds), *Urban Water Demand Management and Planning*, pp.1-30, New York, McGraw-Hill.

Becker, D.R., Harris, C.C., McLaughlin W.J., and Nielsen, E.A. (2003), "A Participatory Approach to Social Impact Assessment: the Interactive Community Forum", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol.23, pp.367-382.

Becker, H.A., Vnclay, F. (eds) (2003), *The International Handbook of Social Impact Assessment: Conceptual and Methodological Advances*, Cheltenham, Edward Elgar.

Beecher, J.A. (1998), "Integrating Water Supply and Demand Management", in Baumann D.D., Boland J.J and W.M. Hanemann (eds), *Urban Water Demand Management and Planning*, pp. 303-324, New York, McGraw-Hill.

Bindra, S.P., Abosh, W. (2001), "Recent Developments in Water Desalination", *Desalination*, Vol.136, pp.45-56.

Blockland, M., Braadbaart, O and Schwarz, K. (1999), *Private Business. Public Owners: Government Shareholding in Water Enterprises*, The Hague, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment.

Bloomfield, D., Collins, K., Fry, C. and Munton, R. (1998), "Deliberative and Inclusionary Processes: their Contribution to Environmental Governance", paper presented at the first ESRC "DIPs in environmental decision-making" Seminar, 17th December 1998.

Blue Plan (2001), "Urban Sprawl in the Mediteranean Region", Working Document, Sophia Antipolis, Blue Plan Regional Activity Centre.

Bolland, D.D. (1998), "Forecasting Urban Water Use: Theory and Principles", in Baumann, D.D., Boland, J.J. and Hanemann, W.M. (eds), *Urban Water Demand Management and Planning*, pp.77-94, New York, McGraw-Hill.

Bowman, M. (1996), "On-Site Tertiary Treatment Using Ecomax Systems", *Desalination*, Vol 106, pp.305-310.

Bromley, D.W. (1998), "Searching for Sustainability: the Poverty of Spontaneous Order", *Ecological Economics*, Vol.24, pp.231-240.

Burkhard, R., Deletic, A. and Craig, A. (2000), "Techniques for Water and Wastewater Management: a Review of Techniques and their Integration in Planning", *Urban Water*, Vol.2, pp.197-221.

Butler, D. and Maksimovic, C. (2001), "Interactions with the environment", in Maksimovic, C. and Tejada-Guibert J.A.(eds) (2001), *Frontiers in Urban Water Management: Deadlock or Hope*, pp. 84-142, London, International Water Association (IWA) Publishing.

Centre for Watershed Protection Inc. (CWP) (2000), "The Stormwater Manager's Resource Centre Factsheets", Ellicott City, MD, available at: <http://www.stormwatercenter.net>.

Commission of the European Communities (COMEC) (1996), *European Sustainable Cities*, Brussels, Expert Group on the Urban Environment, European Commission, DG XI.

Commission of the European Communities (COMEC) (2001), *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council providing for public participation in respect of drawing up of certain plans and programmes relating to the environment and amending Council Directives 85/337/EEC and 96/61/EEC*.

Commission of the European Communities (COMEC) (2002), *Guidance on Public Participation in relation to the Water Framework Directive - Active involvement, Consultation and Public Access to Information*, Common Implementation Strategy Working Group 2.9, Brussels.

Construction Industry Research and Information Association (CIRIA) (2001), *C523 Sustainable Urban Drainage Systems - Best Practice Manual*, Construction Industry Research and Information Association (CIRIA), UK.

Coombes, P.J. and Kuczera, G. (2002), "Integrated Urban Water Cycle Management: moving towards Systems Understanding", Proceedings of the 2nd Water Sensitive Urban Design Conference, Brisbane, Australia.

Corral, S. (2000), "Una Metodologia Integrada de Exploracion y Comprension de los Procesos de Elaboracion de Politicas Publicas", EUR 19724 ES, Italy.

COSLA (2002), *Focussing on Citizens: A Guide to Approaches and Methods*, COSLA, Edinburgh.

Council of the European Communities (CEC) (1991), "Directive Concerning Urban Waste Water Treatment (91/271/EEC)", *Official Journal*, Vol. L135, pp.40-52.

Council of the European Communities (CEC) (2000), *Directive of the European Parliament and of the Council establishing a Framework for Community Action in the field of Water Policy*.

Dalhuisen, J.M., de Groot H.L.F., Rodenburg, C.A. and Nijkamp, P. (2002), "The Economics of Urban Drinking Water Use", *Built Environment*, Vol.28 (2), pp.111-123.

De Marchi, B., Funtowicz, S.O., Lo Cascio, S., and Munda, G. (2002), "Combining Participative and Institutional Approaches with Multicriteria Evaluation. An Empirical Study for Water Issues in Troina, Sicily", *Ecological Economics*, Vol.34, pp.267-282.

del Moral, L., Pedregal, B., Calvo, M., Paneque, P. (2002), *River Ebro Interbasin Water Transfer*, Report prepared for ADVISOR project (EVK1-CT-2000-00074), Departamento de Geografia Humana, University of Seville, Spain.

Dziegielewski, B., Opitz, E., Hanemann, W. M. and Mitchell, D.L. (1995), *Urban Water Conservation Programmes Volume III: Experience and Outlook for Managing Urban Water Demands*, Planning and Management Consultants, Carbondale.

Eduljee, G.H. (2000), "Trends in Risk Assessment and Risk Management", *The Science of the Total Environment*, Vol.249, pp.13-23.

Environmental Protection Agency (EPA) Municipal Technology Branch, (1999, 2000, 2001), "Technology Fact Sheets", available at: <http://www.epa.gov/OWM/mtb/mtbfact.htm>.

Environmental Protection Agency (EPA) (1998), "USEPA Water Conservation Plan Guidelines, U.S. Environmental Protection Agency", available at: <http://www.epa.gov/owm/genwave.htm>.

Estrela, T., Marcuello, C. and Iglesias, A. (1996), *Water Resources Problems in Southern Europe Topic report 15/96*, Copenhagen, Denmark, (EEA) European Environment Agency.

European Environment Agency (EEA) (1995), *Europe's Environment: The Dobris Assessment*, Stanners, D. and Burdeau P. (Eds), Copenhagen, Denmark, (EEA) European Environment Agency.

European Environment Agency (EEA) (2000), *Sustainable Water Use in Europe - Part 2: Demand Management*, Copenhagen, Denmark, (EEA) European Environment Agency.

Food Agriculture Organisation (FAO) (1992), 'Integrated Management of Coastal Zones', *FAO Fisheries Technical Paper 327*, Rome, Food and Agricultural Organisation.

Fox, P. (1999), "Advantages of Aquifer Recharge for a Sustainable Water Supply", Proceedings of the International Symposium on Efficient Water Use in Urban Areas, IETC. Report 9, Osaka: UNEP International Environmental Technology Centre.

Funtowicz, S.O. and Ravetz, J.R. (1991), "A New Scientific Methodology for Global Environmental Issues", in Constanza, R. (ed), *Ecological Economics*, pp.137-152, New York, Columbia.

Gleick, P.H., Wolff, G., Chalecki, E.L., and Reyes, R. (2002), *The New Economy of Water. The Risks and Benefits of Globalisation and Privatisation of Fresh Water*, Oakland, Pacific Institute.

Global Water Partnership (GWP) (2000), "Integrated Water Resources Management", *TAC Background Papers no 4*, Technical Advisory Committee, Stockholm, Global Water Partnership.

Grigg, N.S. (1996), *Water Resources Management - Principles, Regulations and Cases*, New York, McGraw-Hill.

Guerrieri, L. (2002), "Adaptation Strategies for Improved Flood Management in the Mediterranean", paper presented at the IUNC Mediterranean Regional Roundtable, Athens Greece, December 2002.

Hall, D. (2001), *Water in Public Hands. Public Sector Water Management a Necessary Option*, Greenwich, Public Services International.

Hall, D. (2003), *Water Multinationals. No Longer Business as Usual*, Greenwich, Public Services International.

Hall, D., Lobina, E., Vieiro, O.M. and Maltz, H. (2002), *Water in Porto Alegre, Brazil*, Greenwich, Public Services International Research Unit.

Hanemann, W.M. (1998), "Price and Rate Structures", in Baumann D.D., Boland J.J and Hanemann, W.M. (Eds), *Urban Water Demand Management and Planning*, pp.137-180, New York, Mc Graw-Hill.

Harrop, D.O., Nixon J.A. (1999), *Environmental Assessment in Practice*, London, Routledge.

Haughton, G. and Hunter, C. (1994), *Sustainable Cities*, Regional Policy and Development Series 7, Jessica Kingsley, London.

Hengeveld, H. and de Vocht, C. (1982), *Role of Water in Urban Ecology*, Developments in Landscape Management and Urban Planning, 5, Amsterdam, Elsevier.

Herrington, P.R. (1997), "Pricing Water properly", in O'Riordan, T. (1997), *Ecotaxation*, London, Earthscan.

Holmes, T. and Scoones, I. (2000), "Participatory Environmental Policy Processes: Experiences from North and South", *IDS Working Paper* no 113, Institute for Development Studies.

Hukka, J.J. and Katko, T.S. (2004), *Water Privatisation Revisited. Panacea or Pancake?*, Delft, The Netherlands, IRC International Water and Sanitation Centre.

IAP (2000), "Public Participation Spectrum, International Association for Public Participation", available at: <http://www.iap2.org>.

IAURIF (1997), "Integrating the Management of Water into Town Planning", *Les Cahiers De l'IAURIF*, Paris, IAURIF.

Institute of Environmental Management and Assessment (IEMA) (2002), "Guidelines on Participation in Environmental Decision-Making", Perspectives Series, Lincoln, Institute of Environmental Management and Assessment.

International Water Association (IWA) (1999), "Performance Indicators for Water Supply Services", Operations and Maintenance Specialist Group, International Water Association.

IPTS (1999), "End-Use Technologies and Practices", METRON Project Report, Seville, European Commission DGXII.

Janssen, R. (1992), *Multi-objective Decision Support for Environmental Problems*, Dordrecht, Kluwer.

Jefferson, B., Laine, A., Parsons, S., Stephenson T., Judd, S. (1999), "Technologies for Domestic Wastewater Recycling", *Urban Water*, Vol.1, pp.285-292.

Joliffe, I.P. and Patmann C.R. (1985), "The Coastal Zone: The Challenge" *Journal of Shoreline Management*, Vol. 1 (1), pp.3-36.

Kallis, G. and Butler, D. (2001), "The New EU Water Framework Directive: Measures and Implications", *Water Policy*, Vol. 3(3), pp.125-142.

Kallis, G. and Coccossis, H. (1999), "Geography of Metropolitan Areas and Use of Water", METRON Project, University of the Aegean, Mytilini, Greece.

Kallis, G. and Coccossis, H. (2000), "Indicators for Assessing Water Use in Metropolitan Areas", METRON Project, Mytilini, Greece, University of the Aegean.

Kallis, G. and Coccossis, H. (2001), *Water for the City: Critical Issues and the Challenge of Sustainability*, Mytilini, Greece, University of the Aegean.

Kallis, G. and Coccossis, H. (2003), "Managing Water for Athens: from the Hydraulic to the Rational Growth Paradigm", *European Planning Studies*, Vol. 11(3), pp.245-261.

Kallis, G. and Coccossis, H. (2004), *Barriers to and Conditions for the Involvement of Private Capital and Enterprise on Water Supply and Sanitation: Cross Comparative Report on Environmental Sustainability*, PRINWASS Research project, Mytilini, Greece, University of the Aegean.

Kallis, G., Videira, N., Antunes, P. and Santos, R. (2004), *Integrated Deliberative Decision Processes for Water Resource Planning and Evaluation. A Guidance Document*, European Commission, Lisbon: New University of Lisbon, ECOMAN Centre.

Kaner, S., Lind, L., Toldi, C., Fisk, S. and Berger, D. (1996), *Facilitator's Guide to Participatory Decision-Making*, Philadelphia, New Society Publishers.

Konig, K. (1999), "Rainwater Utilisation: Facilities and Equipment, Proceedings of the International Symposium on Efficient Water Use in Urban Areas", IETC. Report 9, Osaka: UNEP International Environmental Technology Centre.

Kraemer, R.A. (1998), "Public and Private Water Management in Europe", in Correia F.N. (ed.), *Selected Issues in Water Resources Management in Europe*, Vol. 2, Rotterdam, A.A. Balkema.

Lambert, A., Hirner, W. (2000), "Losses from Water Supply Systems: Standard Terminology and Recommended Performance Measures", *The Blue Pages*, London, International Water Association (IWA) Publishing.

Lee, T., Oliver, J-L., Teniere-Buchot, P-F. and Valiron, F. (2001), Economic and Financial Aspects, in Maksimovic, C. and Tejada-Guibert J.A.(Eds) (2001), *Frontiers in Urban Water Management: Deadlock or Hope*, pp. 313-343, London, International Water Association (IWA) Publishing.

Lundin, M. (1999), *Assessment of Environmental Sustainability of Urban Water Systems*, Department of Technical Environmental Planning, Goteborg, Chalmers University of Technology.

Maksimovic, C. and Tejada-Guibert J.A.(eds) (2001), "Frontiers in Urban Water Management: Deadlock or Hope", London, International Water Association (IWA) Publishing.

Martinez-Allier J., Munda, G. and O'Neill, J. (1998), "Weak Comparability of Values as a Foundation for Ecological Economics", *Ecological Economics*, Vol.26, pp.277-286.

Matsui, S., Henze, M., Ho. G. and Otterpohl, R. (2001), "Emerigng paradigms in water supply and sanitation", in Maksimovic, C. and Tejada-Guibert J.A.(eds) (2001), *Frontiers in Urban Water Management: Deadlock or Hope*, pp. 229-263, London, International Water Association (IWA) Publishing.

McPherson, M. B. (1979), "Urban Water Balances Considering Conservation", in ASCE (ed), *Water Conservation*, pp.28-36.

Mearns and Overmars (2000), *Guidelines for Water and Sanitation Utilities, Risk Management Planning: A Disaster Preparedness Approach for Small Island Development States*, SOPAC Technical Reports, Suva, Fiji Islands, SOPAC.

Metropolis (1996), *Metropolis for the People: Seeking a Solution among the World's Citizens*, Metropolis '96, April 23-26, Tokyo.

Mouritz, M., Evangelisti, M. and McAlister T. (2003), "Water Sensitive Urban Design", in National Committee on Water Engineering - Engineers Australia, Australia Run-off Quality, Albury Symposium, 16-17 June, 2003.

Munda, J. (1995), *Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment: Theory and Applications in Ecological Economics*, Heidelberg, Physica-Verlag.

Norgaard, R.B. (1992), "Sustainability as Intergenerational Equity: Economic Theory and Environmental Planning", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 12, pp.85-124.

Nunes-Correia, F. (ed) (1998), *Institutions for Water Resources Management in Europe*, Rotterdam, A.A.Balkema.

OECD (1990), *Water Resource Management; Integrated Policies*, Paris, (OECD) Organisation for Economic Cooperation and Development.

OECD (1999), "Household Water Pricing in OECD Countries", *GEEI* (98)12, Paris, (OECD) Organisation for Economic Cooperation and Development.

OECD (2002), *Social Issues in the Provision and Pricing of Water Services*, Paris, (OECD) Organisation for Economic Cooperation and Development.

Okubo, D. (1997), *The Community Visioning and Strategic Planning Handbook*, Denver, CO, The National Civic League.

Opitz, E.M. and Dziegelewski, B. (1998), "Demand Management Methods", in Baumann D.D., Boland, J.J and Hanemann, W.M. (eds) *Urban Water Demand Management and Planning*, pp.283-302, New York, McGraw-Hill.

Opitz, E.M., Langowski, J.F., Dziegelewski, B., Hanna-Somers, N.A., Willett, J.S. and Hauer, R. (1998), "Forecasting Urban Water Use: Models and Applications", in Baumann D.D., Boland, J.J and Hanemann, W.M. (eds) *Urban Water Demand Management and Planning*, pp.95-135, New York, McGraw-Hill.

Pan American Health Organisation, Regional Office of WHO (PAHO/WHO) (1998), *Natural Disaster Mitigation in Drinking Water & Sewage Systems: Guidelines for Vulnerability Analysis*, Disaster Mitigation Series.

Parliamentary Commissioner for the Environment (PCE) (2000), *Ageing Pipes and Murky Waters. Urban Water System Issues for the 21st century*, Wellington, Parliamentary Commissioner for the Environment.

Pimbert, M and Wakeford, T. (2001), "Overview, Deliberative Democracy and Citizen Empowerment", *PLA Notes*, Vol. 40, pp.23-28.

Plate, E. J. (2002), Flood Risk and Flood Management, *Journal of Hydrology*, Vol. 267, pp.2-11.

Rees, J.A. (1998), "Regulation and Private Participation in the Water and Sanitation Sector", *TAC Background Papers No1*, Technical Advisory Committee, Stockholm, Global Water Partnership.

Rees, J.A. (2002), "Risk and Integrated Water Management", *TAC Background Papers No 6*, Technical Advisory Committee, Stockholm, Global Water Partnership.

Rehm B, Schweitz R and Granata, E (1993), "Water quality in the upper Colorado river basin", in Weisbord, M and International Co-authors, *Discovering Common Ground. How Future Search Conferences Bring People Together to Achieve Breakthrough Innovation, Empowerment, Shared Vision, and Collaborative Action*, San Francisco, Berrett-Koehler Publishers.

Rogers, P., de Silva, R. and Bhatia, R. (2002), "Water is an Economic Good: How to Use Prices to Promote Equity, Efficiency, and Sustainability", *Water Policy*, Vol. 4(1), pp.1-17.

Sakrison (1997), "Water Use in Compact Communities: The Effect of New Urbanism, Growth Management and Conservation Measures on Residential Water Demands", Ph.D Thesis, Department of Urban Design and Planning, Seattle, Washington, University of Washington.

Sekman, P. (1998), "Local Agenda 21: Substance or Spin", *Journal of Environmental Planning and Management*, Vol. 41, 5, pp.533-553.

Semiati R. (2000), "Desalination: Present and Future", *Water International*, Vol.25, pp.54-65.

Seppala, O., Hukka, J and Katko, T. (2001), "Public Private Partnerships in Water Services", *Public Works Management and Policy*, 6, 1, pp.42-58.

Slater, S., Marvin, S. and Newson, M. (1994), "Land-use Planning and the Water Sector", *Town Planning Review*, Vol. 65 (4), pp.375-397.

Sonnesson, U., Björklund A., Carlsson, M. and Dalemo, M. (2000), "Environmental and Economic Analysis of Management Systems for Biodegradable Waste", *Resources, Conservation and Recycling*, Vol.28, pp.29-53.

Spiller (1993), "Strategies for Funding Urban Infrastructure", *Urban Futures*, Vol.3 (2), pp.1-9.

Stauth, R., Sowman, M. and Grindley, S. (1993), "The Panel Evaluation Method: An approach to evaluating controversial resource allocation proposals", *Environmental Impact Assessment Review*, Vol.13, pp.13-35.

STOA (2000), *New Technologies and Cost of Water in view of the Water Framework Directive*, Scientific and Technological Options Unity, Luxembourg, European Parliament.

Street, P. (1997), "Scenario Workshops: a Participatory Approach to Sustainable Urban Living?", *Futures*, Vol.29 (2), pp.139-158.

Suzenet, G., Kallis, G. and Coccossis, H. (2001), "Sustainable Management of Water for the City: Policy Guidelines", Mytilini, Greece, University of the Aegean.

Swyngedouw, E., Page, B. and Kaika, M. (2002), *Crosscutting Issues in the Water Sector, Project Report, Achieving Participatory Governance: Sustainability and Policy Innovation in a multi-level Context*, Oxford, University of Oxford.

Tillman, A.M., Syngby, M. and Lundström, H. (1998), "Life Cycle Assessment of Municipal Waste Water Systems", *International Journal of LCA*, Vol. 3 (3), pp.145-157.

UNEP (2004), “MAESTRO II Directory for Environmentally Sound Technologies”, available at: <http://www.unep.or.jp/maestro2>.

UNEP/MAP/PAP (1997), *Integrated Approach to Development, Management and Use of Water Resources*, Split, Priority Actions Programme, Mediterranean Action Plan.

UNEP/MAP/PAP (1999), *Conceptual Framework and Planning Guidelines for Integrated Coastal Area and River Basin Management*, Split, Priority Actions Programme, Mediterranean Action Plan.

UNEP-IETC. (2000), Proceedings of the International Symposium on Efficient Water Use in Urban Areas- Innovative Ways of Finding Water for Cities, Newsletter and Technical Publications RS9.

UNEP-IETC. (2002), *International Source Book on Environmentally Sound Technologies for Wastewater and Stormwater Management*, Technical Publications Step 15.

UNEP (1995), *Guidelines for Integrated Management of Coastal and Marine Areas*, UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 161, Nairobi: United Nations Environment Programme.

United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) (1998), “Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-Making and Access to Justice in Environmental Matters”, United Nations Treaty Collection.

United Nations (2004), “International Strategy for Disaster Reduction, Terminology of Disaster Risk Reduction”, available at: <http://www.unisdr.org/eng/library/lib-terminology-eng>.

US Commission on Marine Science, Engineering and Resources (1969), *Our Nation and the Sea*, Washington DC, United States Government Printing Office.

Vatn, A. and Bromley, D.W. (1994), “Choices without Prices without Apologies”, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 26, pp.129-148.

Van Asselt Marjolein, B.A. and N. Rijkens-Klomp (2002), “A look in the mirror: reflection on participation in Integrated Assessment from a methodological perspective”, *Global Environmental Change*, Vol. 12, pp. 167-184.

Van Tilburg, B. (1997), “Environmental Analysis for choosing between a single or dual domestic water supply”, 5th LCA Case Studies Symposium, December 1997, Brussels: SETAC-Europe.

VEWIN (2000), “Reflections of Performance 2000. Benchmarking in the Dutch Drinking Water Industry”, Rijswijk: The Netherlands Waterworks Association.

Videira, N., Antunes, P., Santos, R., and Gamito, S. (2003), “Participatory Modelling in Environmental Decision-Making: the Rio Formosa Natural Park Case Study”, *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, Vol. 5(3), pp.421-447.

Vinnerås, B. and Jönsson, H. (2002), “The Performance and Potential of Faecal Separation and Urine Diversion to Recycle Plant Nutrients in Household Wastewater”, *Biosource Technology*, Vol.84, pp.275-282.

VSC (1999), “Water Sensitive Urban Design”, in *Urban Stormwater. Best Practice Environmental Management Guidelines*, pp.47-62, Victoria Stormwater Committee, CSIRO Pub.

Walzer, W. (ed) (1996), *Community Strategic Visioning Programmes*, Westport, Praeger.

Water U.K. (1999), *Towards Environmental Sustainability*, Report on Indicators.

WCED (1987), *Our Common Future*, London, Oxford University Press.

Weisbord, M. and 35 International Coauthors (1993), *Discovering common ground. How future search conferences bring people together to achieve breakthrough innovation, empowerment, shared vision, and collaborative action*, San Francisco, Berrett-Koehler Publishers.

Western Drought Coordination Council (WDCC) (1998), *How to Reduce Drought Risk*, Preparedness and Mitigation Working Group, Texas.

WHO (2001), *Leakage Management and Control, A Best Practice Training Manual*, Geneva, World Health Organisation.

WHO/UNICEF (2000), *Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report*, WHO/UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation.

Wilson, M.A. and Howarth, R.B. (2002), “Discourse-based Valuation of Ecosystem Services: Establishing Fair Outcomes through Group Deliberation”, *Ecological Economics*, Vol. 41 (3), pp. 431-443.

Wong, A.K. (1999), “Effective Public Participation in the Rate Setting Process: LADWP Blue Ribbon Committee on Rates”, Gleick, P.H and A.K. Wong (eds), *Sustainable Use of Water California Success Stories*, Oakland, Pacific Institute.

World Resource Institute (1997), “Environmental Indicators: a Systemic Approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development”, Washington D.C., World Resource Institute.

Zabel, T., Milne, I. and McKay, G. (2001), “Approaches adopted by the European Union and selected Member States for the control of urban pollution”, *Urban Water*, Vol. 3 (1-2), pp.25-32.

La gestion de l'eau est un élément clé du développement urbain durable du littoral. Réciproquement, le développement urbain durable du littoral est indispensable pour une gestion durable des ressources en eau limitées de la Méditerranée.

Les villes du littoral de la Méditerranée font face à d'importants problèmes dans la gestion de leurs ressources en eau. Pollutions, pénuries, sécheresses et inondations sont de plus en plus fréquentes et induisent des tensions et des conflits, tant au sein des villes elles-mêmes qu'entre zones urbaines et rurales. Les infrastructures existantes vieillissent et leur remplacement est coûteux. L'urbanisation continue, surtout à la périphérie des villes, engendre des besoins coûteux en infrastructures nouvelles.

La pression de l'urbanisation est particulièrement intense sur le littoral. De nombreux usages et activités en concurrence (habitat, infrastructures, activités économiques diverses, écosystèmes...) sont concentrés dans un territoire étroit. Les ressources en eau sur le littoral présentent des caractéristiques qui justifient une approche particulière, en raison des interactions complexes entre les eaux de surface, les eaux souterraines et l'eau de mer.

Dans les agglomérations du littoral de la Méditerranée, la gestion urbaine de l'eau est souvent considérée comme une série de tâches distinctes: alimentation en eau potable, assainissement et drainage. Cette approche fragmentée est à l'origine de nombreux problèmes actuels. Il est aujourd'hui nécessaire de passer à une gestion plus intégrée, englobant ces trois aspects, et œuvrant en étroite collaboration avec le développement urbain et la gestion urbaine, la gestion du littoral, et la gestion des ressources en eau à l'échelle du bassin versant.

Ces directives apportent des solutions à ces problèmes. Elles sont divisées en deux volumes. Le volume 1 présente les principes et la planification de la gestion intégrée des eaux urbaines. Le volume 2 présente les principaux instruments et outils. Notre intention est de favoriser un usage élargi de ces Directives. Le volume 1 explique en profondeur la problématique de la gestion intégrée des eaux urbaines, tandis que le volume 2 détaille les outils et techniques nécessaires à cette gestion. En conséquence, le volume 1 est destiné à ceux qui désirent comprendre les problèmes de la gestion intégrée des eaux urbaines, alors que le volume 2 est destiné à ceux qui veulent les solutionner.

Le Centre d'activités régionales du Programme d'actions prioritaires (CAR/PAP) fait partie intégrante du Plan d'action pour la Méditerranée

(PAM) du Programme des Nations-Unies pour l'Environnement (PNUE). Le CAR/PAP est centré sur des actions concrètes, susceptibles de donner des résultats immédiats et de contribuer à la protection et à l'amélioration de l'environnement méditerranéen et au renforcement des capacités nationales et locales en matière de gestion intégrée des zones côtières. Le CAR/PAP collabore avec un grand nombre d'organismes de l'ONU (PNUE, FAO, OMI, UNESCO, COI, AIEA, OMT, PNUD), d'institutions financières (Banque mondiale, Banque européenne d'investissement), d'autres organisations et institutions internationales (Union européenne, Conseil de l'Europe) ainsi qu'avec les autorités nationales et locales dans la région méditerranéenne.