

Development of Teaching and Training Modules for Higher Education
on Low-Cost Wastewater Treatment, *Contract VN/Asia-Link/012 (113128) 2005-2008*



Les techniques d'épuration des eaux usées à faibles coûts

Auteurs:

Prof. Dimitri Xanthoulis, co-ordinator, FUSAGx
Jean Tilly, FUSAGx,
Nathalie Fonder, FUSAGx
Marc Wauthélet, FUSAGx
Philippe Bergeron, FUSAGx
Prof. Wang Chengduan, SWUST
Xu Qingyuan, SWUST
Zhang Qingdong, SWUST
Zhang Zhigui, SWUST
Xiang Yinghong, SWUST
Prof. Hans Brix, Aarhus Universitet
Dr. Carlos A. Arias, Aarhus Universitet
Dr. Leu Tho Bach, NUCE
Prof. Tran Hieu Nhue, NUCE
Ass. Prof. Tran Duc Ha, NUCE
Do Hong Anh, NUCE

Première Edition 2008



FUSAGx
Faculté Universitaire
des Sciences
Agronomiques de
Gembloux
2, Passage des
Déportés
B-5030 Gembloux
Belgium



NUCE
National University
of Civil Engineering
(NUCE),
Institute of
Environmental
Science and
Engineering (IESE)
55, Gai Phong
Road, Hanoi,
Vietnam



SWUST Southwest
University of Science
and Technology,
College of
Environmental
Engineering,
Mianyang, Post code
621010, Sichuan
Province,
China



University of
Aarhus,
Department of
Biological
Sciences, Ole
Worms Allé,
Building 1135,
8000 Århus, C,
Denmark

FOREWORD

The overall objective of the project lead with Chinese, Vietnamese, Danish and Belgian universities was to contribute to the improvement of the theoretical capabilities in wastewater treatment in rapidly developing urban and rural areas of China and Vietnam, by means of exchanging and developing new concepts and methods of sustainable sanitation. The urbanisation process is proceeding rather rapidly in Asia, but the water supply and drainage systems in the urban and peri-urban centres remain poor and deficient, with no common facilities for wastewater treatment available. With the increasing pressure on water resources in the world, it is also envisioned that the development and large-scale implementation of low-cost sanitation methods will become crucial for resolving the needs of rapidly expanding cities and suburban areas.

The objective of the project was also to upgrade the skills of current and future Chinese and Vietnamese engineers in low-cost wastewater treatment, as those qualifications are highly demanded on the labour market nowadays. This can be explained by the fact that the human resources capable to work for improving environmental sanitation in China and Vietnam are currently insufficient and the needs in wastewater treatment engineers are expected to increase in the following years.

Another overall goal was to foster the exchange of ideas, concepts, and methods, which will greatly contribute to increase the awareness of European and Asian sanitation technologies in partner countries. Those technologies can later be used and developed by the different institutions involved in the action.

The specific objective of the project was to develop a teaching curriculum for new courses on low-cost wastewater treatment for MSc level students in Europe and Asia. The present course reviews the different low-cost treatment methods existing in the different partner countries and focuses on sharing the experience of processes developed and successfully applied by the partner institutions in their respective countries. Those processes usually use low-cost and light techniques to treat wastewater and reuse the treated wastewater for irrigation or to reduce the pathogens or pollutants. Through teaching and training of postgraduate students, the project raises awareness and strengthens the capacity of the involved professionals in alternative sanitation concepts and methods. The curriculum developed for the MSc level is also used in the European partner universities, which integrate the curriculum in their respective educational programmes.

Prof. Xanthoulis D.

Agricultural University of Gembloux (Belgium)

LISTE DES ABREVIATIONS.

Chapitre 1

DBO: Demande Biochimique en Oxygène
DBO₅: Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours
DCO: Demande Chimique en Oxygène
OD: Oxygène dissous
SD: Solides Dissous
CE: Conductivité électrique
EIE : Etude d'Impact Environnemental
O & M: Operation et Maintenance (F&M : Fonctionnement et Maintenance)
Q: débit; Q₁₈ ; Q_{DW}; Q_m; Q_p
SS : Solides en Suspension
STD: solides totaux dissous
NT ou Total-N: Azote Total
PT or Total-P: Phosphore Total
TS : Total solids (ST: Solides Totaux)
TSS: Total suspended solids (SST: Solides en suspension totaux)
VS: Volatile solids (SV: Solides volatils)
WWTS: Wastewater treatment system (système de Traitement des eaux)
WWTP: Wastewater treatment plant (STEP: station d'épuration)

Chapitre 2

WWTS: Wastewater treatment system (système de Traitement des eaux)

Chapitre 3

WWTP: Wastewater treatment plant (station d'épuration)

Chapitre 4.1

O&M: Operation et Maintenance

Chapitre 4.2

HDPE: High density polyethylene (PEHD : Polyéthylène Haute Densité)
EH: Equivalent-Habitant

Chapitre 4.3

ISF: intermittent sand filter (FIS : Filtre Intermittent à Sable)

Chapitre 4.4

ET Systèmes: systèmes Evapotranspiratifs
ET: Evapotranspiration

Chapitre 4.5

AF: Anaerobic filter (FA : Filtre Anaérobie)
EGSB: Expanded granular sludge bed (Lit de Boues granulaires expansé)
FB: Fluidised bed (LF : lit fluidisé)
GLS: Gaz, liquide, solide
HRT: Hydraulic retention time (TRH : Temps de séjour hydraulique)

SRT: Sludge retention time (TRB : Temps de séjour des boues)
UASB: up flow anaerobic sludge bed (lit de boues anaérobie à courant ascensionnel)

Chapitre 5

HLR: Hydraulic loading rate (TCH : Taux de Charge Hydraulique)
NFT: Nutrient Film Technique (Technique du film de nutriments)
PNF: Permanent Nutrition Flow (Flux de Nutrition permanent)
WSP: waste stabilisation ponds (étangs de stabilisation des boues)

Chapitre 6

OLR: Organic Load Ratio (TCO : Taux de Charge Organique)
TST: Traditional Septic Tanks (Fosse septique traditionnel)

Chapitre 7

O&M: Operation et maintenance

Chapitre 8

CE: Conductivité électrique
EC_w: Conductivité électrique de l'eau d'irrigation
EC_e: Conductivité électrique de l'extrait de sol à saturation.
SAR: Sodium Absorption Ratio (Taux d'absorption du sodium)
SAT: Soil-Aquifer Treatment (traitement sol-aquifère)

Chapitre 9

DEHP : phthalates
EQ : exceptional quality (QE : Qualité exceptionnelle)
UE : Union Européenne
LAS : alkylbenzene sulfonates linéaires
NPE : nonylphenols
STEP: Station d'épuration
Σ PAH : hydrocarbures polycycliques

Chapitre 10

STEP : Station d'Épuration
AIC : Coût Moyen Marginal
CAPEX : Dépenses de Capital
CMM : Coût Moyen Marginal
EIE : Etude d'Impact Environnemental
EECV : Estimation Environnementale du Cycle de Vie
TIR : Taux Interne de Rentabilité
ISO: International Standards Organization
ECV : Estimation du cycle de vie
ICV : Inventaire du cycle de vie
EICV : Etude de l'impact du cycle de vie
VAN : Valeur Actualisée Nette
POEU : Planification ouverte des eaux usées
F&M : Fonctionnement et Maintenance
PSP : Participation du Secteur Privé
ROI : Retour sur Investissement

PPP : principe du pollueur payeur

Chapitre 11

BAD: Banque asiatique de développement

BP (Banque Mondiale): Procédures Bancaires

BP (ADB): Politiques bancaires

EE : Evaluation Environnementale

CE: Commission Européenne

EIE: Etude d'impact environmental

PGE: Plan de Gestion Environnementale

EPBs: Environmental Protection Bureaus (Agences environnementales)

SIG : Système d'Information Géographique

EI: Examen Environnemental Initial

ONG: Organisations non gouvernementales

F&M: Fonctionnement et maintenance

MO : Manuel organisationnel

OP (World Bank): Politiques Opérationelles

OP (ADB): Procédures Opérationelles

PGE : Plan de Gestion Environnementale

Chapitre 12

EMS : Environmental Management System (Système de Gestion Environnementale)

DCE : Directive Cadre Eau

Chapitre 13

EAP: Economic active population (PAE : Population active économique)

GDP: Gross domestic products (PDB : Produit domestique brut)

TABLE DES MATIERES

1.	INTRODUCTION – CONSIDERATIONS GENERALES.....	1
1.1	Definition des eaux usées	1
1.2	Caractérisation des eaux usées.....	2
1.2.1	Caractérisation quantitative	2
1.2.2	Les paramètres quantitatifs et les constituants des eaux usées.....	4
1.2.3	Caractérisation des eaux usées par type.....	6
1.3	Les systèmes de collecte des eaux usées	8
1.3.1	Le système d'égouttage unitaire	8
1.3.2	Le système d'égouttage séparatif	8
1.4	L'importance du traitement des eaux usées.....	9
1.4.1	Environnement.....	9
1.4.2	La santé publique	9
1.4.3	Considération économiques	9
1.5	La classification des traitements	9
1.6	La sélection du procédé de traitement par le diagramme décisionnel.....	10
1.7	Comment traiter les eaux usées.....	11
1.8	La gestion centralisée et décentralisée des eaux usées	12
1.8.1	Gestion décentralisée des eaux usées	12
1.8.2	Gestion centralisée des eaux usées	12
1.9	Références.....	12
2.	DEFINITION DES SYSTEMES DE TRAITEMENT A FAIBLE COUT	14
2.1	Définition	14
2.2	Les forces et limitations des traitements des eaux usées à faible coût	16
2.2.1	Les avantages	16
2.2.2	Les limitations et désavantages.....	18
2.3	Références.....	19
3.	LES PRE-TRAITEMENTS POUR L'EPURATION COLLECTIVE	20
3.1	Les dégrilleurs (grilles et tamis).....	20
3.2	Les dilacérateurs.....	22
3.3	Les dessableurs.....	23
3.3.1	Le dessableur a écoulement horizontal	23
3.3.2	Le dessableur circulaire	23
3.3.3	Dessableur rectangulaire aérée.....	23
3.3.4	Les hydrocyclones	25
3.4	Les déshuileurs et dégraisseurs.....	25
3.4.1	Le principe de fonctionnement.....	26
3.4.2	Calcul de déshuilage.....	27
3.5	Egalisation	29
3.5.1	Egalisation du débit	30
3.5.2	L'égalisation de la concentration.....	31
3.6	Les mesures de débit.....	31
3.7	Le fractionnement du débit.....	34
3.8	Les bassins d'orage	34
3.9	Le pompage	35
3.10	Références.....	35

4.	LES SYSTEMES COLLECTIFS.....	36
4.1	Lagunage ou Bassins de stabilisation.....	36
4.1.1	Les types de bassins et mécanismes de traitement.....	37
4.1.2	Considération hydraulique et dimensionnement.....	47
4.1.3	Bases du dimensionnement (Mara et al. 1992).....	53
4.1.4	Fonctionnement et maintenance.....	58
4.1.5	Liste bibliographique.....	66
4.2	Wetlands.....	69
4.2.1	Introduction.....	69
4.2.2	Définition et terminologie.....	69
4.2.3	Hydrologie et hydraulique.....	70
4.2.4	Types de marais artificiels.....	71
4.2.5	Les mécanismes d'épuration dans les filtres plantés.....	73
4.2.6	Les performances épuratoires.....	75
4.2.7	Les avantages annexes des filtres plantés.....	76
4.2.8	Le dimensionnement des lits de roseaux.....	77
4.2.9	La végétation des marais artificiels.....	89
4.2.10	Le rôle des plantes dans les filtres végétalisés.....	92
4.2.11	La plantation.....	96
4.2.12	Fonctionnement et maintenance.....	99
4.2.13	Les coûts.....	100
4.2.14	Applications.....	101
4.2.15	Etudes de cas.....	101
4.2.16	Références.....	108
4.3	Les filtres à sable intermittents.....	115
4.3.1	Description.....	115
4.3.2	Utilisation et performances.....	117
4.3.3	Critères de dimensionnement et matériaux.....	119
4.3.4	Fonctionnement et maintenance.....	122
4.3.5	Estimation du coût unitaire.....	123
4.3.6	Les ressources humaines.....	123
4.3.7	Impact environnemental.....	123
4.3.8	Bibliographie.....	124
4.4	Le système évapotranspiratifs.....	125
4.4.1	Définitions.....	125
4.4.2	Les paramètres climatiques et locaux.....	126
4.4.3	Les facteurs liés aux plantes.....	127
4.4.4	Comment estimer l'évapotranspiration?.....	128
4.4.5	Les types de systèmes ET et leurs caractéristiques.....	129
4.4.6	Disposition et dimensionnement.....	130
4.4.7	Localisation et installation.....	133
4.4.8	Disposition et taille des systèmes.....	138
4.4.9	Fonctionnement et maintenance.....	139
4.4.10	Coûts.....	140
4.4.11	Applications.....	141
4.4.12	Références.....	145
4.5	Procédés anaérobies.....	147
4.5.1	Description.....	147
4.5.2	Historique.....	147
4.5.3	Mécanismes de la digestion anaérobie.....	147

4.5.4	Stœchiométrie de la digestion anaérobie et oxydation	150
4.5.5	Cinétiques de la digestion anaérobie.....	150
4.5.6	Facteurs affectant la digestion anaérobie	156
4.5.7	Utilisation et Performance.....	159
4.5.8	Procédés de traitement anaérobies des eaux usées	161
4.5.9	Dimensionnement d'un réacteur UASB	173
4.5.10	Evaluation de la stabilité mécanique du réacteur UASB.....	194
4.5.11	Evaluation des coûts unitaires	195
4.5.12	Gestion des ressources humaines.....	196
4.5.13	Impacts sur l'Environnement.....	196
4.5.14	Références	197
5.	L'EPURATION COLLECTIVE – LES TRAITEMENTS COMPLEMENTAIRES	200
5.1	Epuvalisation.....	200
5.1.1	Introduction – Considérations générales.....	200
	Définitions	200
5.1.2	Description de la technique.....	202
5.1.3	Cas d'application et type de traitements	212
5.1.4	Dimensionnement.....	213
5.1.5	Fonctionnement et maintenance.....	213
5.1.6	Conclusion et illustration	214
5.1.7	Références	215
5.2	Les filtres à sables rapides pour les traitements complémentaires	216
5.2.1	Les types de filtres à sable rapides.....	216
5.2.2	Dimensionnement.....	217
5.2.3	Le nettoyage	218
5.2.4	Performances générales.....	218
5.2.5	Bibliographie	219
6.	L'EPURATION INDIVIDUELLE – LES FILIERES DE TRAITEMENT.....	220
6.1	Description	220
6.1.1	Définition.....	220
6.1.2	Procédés secs (latrine à fosse, VIP ou VIDP).....	222
6.1.3	Procédés 'humides'	224
6.2	Utilisation et performance	228
6.3	Critères de configuration et matériaux	229
6.3.1	Fosse septique	229
6.3.2	Fosse septique avec filtre aérobie	232
6.3.3	Filtre anaérobie et Fosse septique à baffles avec filtre anaérobie (BASTAF).....	232
6.3.4	Trou/puits d'infiltration.....	235
6.3.5	Tranchées souterraines	236
6.3.6	Digestion anaérobie	238
6.4	Assainissement écologique.....	238
6.5	Opération et maintenance.....	241
6.6	Estimation des coûts unitaires.....	243
6.7	Ressources humaines.....	243
6.8	Impact environnemental (positif et négatif)	244
6.9	Références.....	246
7.	LES TECHNIQUES NATURELLES DE TRAITEMENT DES BOUES.....	248

7.1	Introduction	248
7.1.1	Définition et type de boues	248
7.1.2	Les caractéristiques des boues	249
7.1.3	Les filières de traitement naturel des boues	250
7.1.4	Considérations climatiques et spécificités des sites de fonctionnement	257
7.2	Dimensionnement du système	258
7.2.1	Qualité et caractéristique des boues.....	258
7.2.2	Choix du traitement.....	259
7.2.3	Choix du site	259
7.2.4	La réutilisation des boues	260
7.2.5	Traitement de l'excédent aqueux.....	260
7.2.6	Le contrôle des odeurs	261
7.3	Location et installation.....	261
7.3.1	Dispositions et dimensions	261
7.3.2	Les impacts environnementaux	261
7.4	Coûts.....	261
7.4.1	Coûts en capital	261
7.4.2	Coûts de fonctionnement et maintenance.....	262
7.5	Références.....	263
8.	LA REUTILISATION DES EAUX USEES.....	264
8.1	Introduction	264
8.2	Types de réutilisation	265
8.2.1	Réutilisation agricole.....	265
8.2.2	Recharge en eau des nappes.....	279
8.2.3	La réutilisation Industrielle	282
8.3	Aspects techniques du planning de la réutilisation d'eau	284
8.3.1	Investigations préliminaires.....	285
8.3.2	Identification.....	285
8.3.3	Evaluation	285
8.3.4	Impacts environnementaux.....	286
8.4	Règlementations et directives pour la réutilisation des eaux usées	288
8.4.1	Directive de qualité microbiologique pour l'irrigation.....	288
8.4.2	Directive de qualité chimique pour l'irrigation.....	290
8.5	Exemples de réutilisation d'eaux usées dans le monde.....	293
8.6	Réutilisation des eaux usées traitées en aquaculture	295
8.6.1	Introduction	295
8.6.2	Utilisation	297
8.6.3	Les critères de dimensionnement et les matériaux.....	303
8.6.4	La production et la maintenance.....	308
8.6.5	Evaluation des coûts unitaires	310
8.6.6	Les ressources humaine.....	310
8.6.7	Les impacts environnementaux	310
8.7	Bibliographie	311
9.	LA RÉUTILISATION DES BOUES EN AGRICULTURE	313
9.1	Introduction	313
9.2	Les caractéristiques des boues et leur usage agricole.....	313
9.3	Les conditions générales de réutilisation des boues en agriculture	314

9.3.1	Caractérisation chimique, physique et biologique	314
9.3.2	Echantillonnage et analyses	317
9.3.3	Evaluation du risque	317
9.4	Les facteurs qui influencent la réutilisation des boues	318
9.4.1	Les facteurs géographiques.....	318
9.4.2	Les facteurs socio-économiques	318
9.4.3	Facteurs environnementaux	319
9.5	Conservation et utilisation des boues.....	319
9.6	Pratiques de gestion	320
9.7	Vigilance des cultures et des sols	321
9.8	Bibliographie	322
10.	ASPECTS FINANCIERS ET ECONOMIQUES	323
10.1	Concepts de Base Economiques pour Evaluer les STEP	323
10.1.1	Dépenses d'investissement	323
10.1.2	Coûts de fonctionnement et de maintenance.....	325
10.1.3	Coûts fixes et variables.....	329
10.1.4	Inflation	329
10.1.5	Taux d'actualisation	330
10.1.6	Valeur actualisée : actualisation	331
10.1.7	Valeur Actualisée Nette (VAN).....	331
10.1.8	Taux interne de rentabilité (TIR)	332
10.1.9	Indicateurs de viabilité financière d'un projet	333
10.2	Techniques de Comparaison des Options de Traitement	333
10.2.1	Estimation du Cycle de Vie (ECV)	335
10.2.2	Etude d'Impact sur l'Environnement (EIE)	338
10.2.3	Planification Ouverte des Eaux Usées (POEU)	338
10.2.4	Comparaison de méthodes.....	341
10.3	Evaluation Economique et Financière des STEP	341
10.3.1	Analyse du Moindre Coût.....	341
10.3.2	Analyses économique et financière	343
10.3.3	Participation du Secteur Privé (PSP)	346
10.3.4	Considérations pour établir des tarifs	347
10.3.5	Analyse de sensibilité et de risque.....	350
10.4	Références.....	353
11.	ETUDE D'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT	355
11.1	Définition	355
11.2	Cadre légal et institutionnel.....	355
11.2.1	Législation européenne.....	355
11.2.2	Législation belge.....	357
11.2.3	Législation danoise	358
11.2.4	Législation chinoise	359
11.2.5	Législation vietnamienne	360
11.2.6	Exigences de la Banque Mondiale.....	360
11.2.7	Exigences de la Banque de Développement Asiatique (BDA).....	362
11.3	Processus EIE.....	363
11.3.1	Tri (Evaluation environnementale initiale).....	364
11.3.2	Evaluation de l'étendue du projet (EC, 1999)	365
11.3.3	Analyse des impacts et atténuation, et gestion des impacts.....	368

11.3.4	Consultation.....	372
11.3.5	Documentation et Information.....	373
11.3.6	Prise de décision	373
11.3.7	Participation du public.....	373
11.3.8	Surveillance et suivi (Plan de gestion environnementale).....	374
11.4	Etude de cas: Gestion des eaux usées et des eaux d'orage à Wuhan	375
11.4.1	Etendue du projet	375
11.4.2	Description du projet.....	375
11.4.3	Alternatives au projet	375
11.4.4	Impacts positifs et bénéfiques environnementaux	376
11.4.5	Mesures d'atténuation pendant la conception.....	376
11.4.6	Impacts et mesures d'atténuation pendant la construction	376
11.4.7	Impacts et mesures d'atténuation pendant le fonctionnement.....	377
11.4.8	Acquisition des terrains et relogement.....	377
11.4.9	Evaluation économique.....	377
11.4.10	Plan de Gestion Environnementale	378
11.4.11	Implication du public	378
11.4.12	Conclusion	379
11.5	Références.....	380
12.	EXIGENCES LEGALES ET REGLEMENTAIRES	382
12.1	Aperçu des exigences légales	382
12.2	Rejet d'eaux usées dans les eaux réceptrices.....	382
12.2.1	Normes de qualité des eaux réceptrices.....	383
12.2.2	Permis relatifs aux systèmes de rejet de polluants	384
12.3	Dimensionnement de la station.....	387
12.3.1	Localisation de la station.....	387
12.3.2	EIE.....	388
12.4	Construction d'une station.....	388
12.4.1	Atténuation des risques liés à la construction d'une station.....	388
12.4.2	Préservation des sites historiques	388
12.5	Fonctionnement de la station	388
12.5.1	Risques liés au fonctionnement	388
12.5.2	Exigences liées à la maintenance.....	390
12.5.3	Règles et réglementations ESS	391
12.6	Végétalisation de l'environnement direct à l'installation	392
12.6.1	Protection des poissons, de la faune et de la nature	392
12.6.2	Protection du paysage sauvage et naturel.....	393
12.7	Exigences minimales pour un EMS (SME) volontaire minimum	393
12.7.1	Prémices.....	393
12.7.2	Réglementation environnementale	394
12.7.3	Aspects environnementaux, impacts et solutions	394
12.7.4	Exigences légales.....	394
12.7.5	Programme d'amélioration environnementale continue	394
12.7.6	Responsabilité de l'organisation	394
12.7.7	Training.....	394
12.7.8	Documentation.....	395
12.7.9	Vérification et action corrective	395
12.7.10	Enregistrements environnementaux	396
12.7.11	Préparation aux urgences.....	396

12.7.12	Audit EMS audit et révision de programme.....	396
12.7.13	Lettre de certification.....	396
12.8	Evaluation environnementale stratégique (EES ou SEA en anglais)	396
12.9	Références.....	398
13.	ASPECTS INSTITUTIONNELS.....	399
13.1	Identification des acteurs	401
13.2	Information, éducation et implication du public	402
13.3	Caractérisation des acteurs	404
13.3.1	Connaissance des acteurs sur le traitement des eaux usées et leur utilisation	404
13.3.2	Niveau d'acceptation par les acteurs du modèle intégré.....	405
13.3.3	Besoins des acteurs, intérêts, et relations	405
13.4	Sélection d'entités de gestion du système intégré	406
13.4.1	Types d'entités de gestion	406
13.4.2	Organisations appropriées de gestion des eaux usées	417
13.5	Autorité de régulation (AR).....	420
13.5.1	Responsabilités de l'AR	420
13.5.2	Certification et agrément des fournisseurs de services et des équipes de programmes	421
13.6	Composantes d'un programme de gestion	422
13.6.1	Etablissement des objectifs du programme de gestion des eaux usées	422
13.6.2	Planification complète.....	424
13.6.3	Définition des critères de conception des systèmes et de la procédure d'approbation	427
13.6.4	Exigences de construction et d'installation	428
13.6.5	Exigences de fonctionnement et d'entretien	429
13.6.6	Exigences de gestion des résidus	431
13.6.7	Programmes d'éducation et de formation pour les fournisseurs de service et le personnel des programmes	432
13.6.8	Programmes d'inspection et de monitoring pour vérifier et évaluer les performances des systèmes	433
13.6.9	Programme de mise en conformité, de mise en application et d'actions correctives.....	434
13.6.10	Collecte de données, conservation des enregistrements, et compte rendu.....	435
13.6.11	Critères d'évaluation de programme et procédures	437
13.7	Etude de cas : Traitement et réutilisation pérennes des eaux usées au Maroc – Projet de pérennité des ressources en eau, 1996-2003	438
13.7.1	Le défi du traitement dans la ville de Drarga.....	439
13.7.2	Sélection et utilisation de technologies appropriées	439
13.7.3	Résultats.....	440
13.7.4	Approches douces – les clés du succès	440
13.8	Références.....	442

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1-1 : COMPOSITION TYPIQUES D'EAUX USEES DOMESTIQUES NON TRAITEES	6
TABLEAU 1-2 : COMPOSITION TYPIQUE DE BOUES	7
TABLEAU 1-3 : CARACTÉRISTIQUES DES POLLUANTS TYPIQUES D'EAUX USEES INDUSTRIELLES	8
TABLEAU 1-4 : LES NIVEAU D'EPURATION ET LES SYSTEMES EMPLOYES.....	10
TABLEAU 3-1 : POLLUANTS CARACTERISTIQUES D'EAUX USEES INDUSTRIELLES	28
TABLEAU 3-2 : CARACTÉRISTIQUES DE POLLUANT D'UNE STATION DE LAVAGE AUTOMOBILE	28
TABLEAU 4-1 : VALEURS DE DIMENSIONNEMENT DE CHARGE VOLUMIQUE ET REDUCTION DE DBO DANS LES BASSINS ANAEROBIES.....	54
TABLEAU 4-2 : PERSONNEL RECOMMANDE POUR LES SYSTEMES PAR BASSINS DE STABILISATION.....	60
TABLEAU 4-3 : LES MECANISMES EPURATOIRES DANS LES FILTRES PLANTES.....	74
TABLEAU 4-4 : VALEURS HABITUELLES DE DIMENSIONNEMENT POUR LES FILTRES PLANTES	80
TABLEAU 4-5 : CONSIDERATIONS POUR MINIMISER LES IMPACTS DES MARAIS ARTIFICIELS	88
TABLEAU 4-6 : ROLES PRINCIPAUX DES MACROPHYTES DANS LES MARAIS ARTIFICIELS ...	92
TABLEAU 4-7 : NORMES DE REJET POUR LE SYSTEME DE UGGERHALNE, FILTRE PLANTE SUR SOL.....	102
TABLEAU 4-8 : MOYENNE ANNUELLE DES PERFORMANCES DU FILTRE PLANTE DE UGGERHALNE	103
TABLEAU 4-9 : NORMES DE REJET DANOISES POUR LES ZONES RURALES.....	107
TABLEAU 4-10 : PERFORMANCES ANNUELLE MOYENNES POUR MOSEHUSET, SYSTEME INDIVIDUEL PAR FILTRE PLANTE A ECOULEMENT VERTICAL	107
TABLEAU 4-11 : CARACTERISTIQUES DES EFFLUENTS DE SORTIE DU FILTRE A SABLE INTERMITTENT DU CONTE DE BOONE	118
TABLEAU 4-12 : PERFORMANCES EPURATOIRES DU FILTRE A SABLE DE BEN SERGAO	119
TABLEAU 4-13 : TAUX D'EVAPOTRANSPIRATION (MM PAR AN) POUR SIX INSTALLATION DE SAULAIES CONSIDEREES AU DANEMARK	142
TABLEAU 4-14 : CONSTANTES CINETIQUES DE BACTERIES ANAEROBIES.....	155
TABLEAU 4-15 : COMPARAISON DU BILAN ENERGETIQUE DES PROCEDES AEROBIES ET ANAEROBIES	160
TABLEAU 4-16 : CONDITIONS EXPERIMENTALES EMPLOYEES AVEC DES EAUX USEES EN BASSINS ANAEROBIES.....	163
TABLEAU 4-17 : VALEURS EMPIRIQUES DES CONSTANTES CARACTERISTIQUES ET DES TEMPS DE RETENTION POUR UN ABTEMENT DE 80% POUR LES DIFFERENTS SYSTEMES ANAEROBIES (TEMPERATURE >20°C).....	173
TABLEAU 4-18 : COMPARAISON DES COUTS DE TROIS PROCEDES DE TRAITEMENT DES EAUX USEES.....	195
TABLEAU 5-1 : PERFORMANCE DE CROISSANCE ET CAPACITE DE PURIFICATION POUR DIFFERENTES ESPECES DE PLANTES	207
TABLEAU 5-2 : PERFORMANCES DE CROISSANCE DE DIFFERENTES ESPECE DE PLANTES ORNEMENTALES.....	207

TABLEAU 5-3 : RESULTATS OBTENUS AVEC TREATEMENT DE D'EFFLUENTS DOMESTIQUES VARIES.....	208
TABLEAU 5-4 : RESULTATS REALISES DANS LES 20 PREMIERS METRES D'UN CANAL D'EPUVALISATION DE 40 M.....	209
TABLEAU 5-5 : RESULATS OBTENUS POUR DIFFERENTES PLANTES SUR LES LIXIVIATS DE DECHARGE MUNICIPALE	209
TABLEAU 5-6 : TRAITEMENT DE FUMIER BOVIN DILUE (BELGIQUE) AND FUMIER PORCIN (PORTUGAL).....	210
TABLEAU 5-7 : ENLEVEMENT DES METRAUX LOURDS POUR UNE GOULOTTE DE 23 M DE LONG EN CIRCUIT OUVERT EN BELGIQUE	211
TABLEAU 5-8 : RESULTATS D'ESSAIS POUR L'ENLEVEMENT DE CD ET DE PB AU PORTUGAL (EN CIRCUIT FERME)	211
TABLEAU 5-9 : PURIFICATION MICROBIENNE – EFFICIENCE D'ENLEVEMENT POUR LES BACTERIES FECAUX.....	212
TABLEAU 5-10 : RESULTATS DE FILTRATION D'EFFLUENTS DE TRAITEMENTS BIOLOGIQUES SECONDAIRES	219
TABLEAU 6-1 : TYPES DE LATRINES POUR LES OPTIONS SUR SITES AU VIETNAM	221
TABLEAU 6-2 : VOLUME DE LA FOSSE SEPTIQUE TRADITIONNEL.....	229
TABLEAU 6-3 : PARAMETRES TECHNOLOGIQUES ET TAILLES DE FOSSES A DOUBLE ETAGES – PREMIER TYPE	233
TABLEAU 6-4 : PARAMETRES TECHNOLOGIQUES ET TAILLES DE FOSSES A DOUBLE ETAGES – 2EME TYPE.....	233
TABLEAU 6-5 : PARAMETRES TECHNOLOGIQUES ET TAILLES DE FOSSES A DOUBLE ETAGES – 3EME TYPE.....	234
TABLEAU 6-6 : DETERMINATION DU VOLUME DU FILTRE ANAEROBIE ET DU BASTAF SELON LE NOMBRE DE PERSONNES CONNECTEES.....	234
TABLEAU 6-7 : SURFACE D'INFILTRATION BASE SUR LA CHARGE PAR UNITE DE SURFACE	235
TABLEAU 6-8 : PARAMETRES DE DIMENSIONNEMENT DES TRANCHEES SOUTERRAINES .	236
TABLEAU 6-9 : OPERATION ET MAINTENANCE DES INSTALLATIONS DE TRAITMENET DES EAUX USEES.....	241
TABLEAU 6-10 : COUTS UNITAIRES DES INSTALLATIONS INDIVIDUELLES DE TRAITEMENT DES EAUX USEES	243
TABLEAU 6-11 : RESSOURCES HUMAINES	243
TABLEAU 6-12 : IMPACT ENVIRONNEMENTAL.....	244
TABLEAU 7-1 : POTENTIEL DE DESHYDRATATION DES DIFFERENTES TECHNIQUES D'EPAISSISSEMENT DES BOUES	248
TABLEAU 7-2 : CARACTERISTIQUES DES BOUES PRIMAIRES ET SECONDAIRES.....	258
TABLEAU 8-1 : APPLICATIONS A LA REUTILISATION DES EAUX USEES TRAITEES.....	264
TABLEAU 8-2 : LA SURVIE DES PATHOGENES A 20-30°C	266
TABLEAU 8-3 : EVALUATION DES METHODES D'IRRIGATION METHODS SELON L'USAGE DES EAUX USEES TRAITEES	274
TABLEAU 8-4 : NPK APPLIQUE PAR IRRIGATION AVEC DES EAUX USEES TRAITEES POUR UNE CULTURE DE TOMATES, NECESSITANT 6500 M ³ /HA D'EAU D'IRRIGATION	277
TABLEAU 8-5 : CARACTERISTIQUES PRINCIPALES DES METHODES DE RECHARGE EN EAU DES NAPPES.....	282

TABLEAU 8-6 : TYPE ET EXEMPLE DE REUTILISATION D'EAU PAR LES INDUSTRIES	283
TABLEAU 8-7 : REUTILISATIONS INDUSTRIELES : PREOCCUPATIONS, CAUSES ET OPTIONS DE TRAITEMENT	284
TABLEAU 8-8 : DIRECTIVES DE QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX USEES TRAITEES REUTILISEES POUR L'IRRIGATION (OMS, 1989)	289
TABLEAU 8-9 : DIRECTIVES DE QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX USEES TRAITEES REUTILISEES EN IRRIGATION	290
TABLEAU 8-10 : DIRECTIVES POUR LA QUALITE DE L'EAU POUR L'IRRIGATION ¹	291
TABLEAU 8-11 : CONCENTRATION EN ELEMENTS TRACES (EN MG/L) DANS LES EAUX USEES TRAITEES ET NON TRAITEES.....	292
TABLEAU 8-12 : DIRECTIVES POUR LES ELEMENTS TRACES DANS LES EAUX USEES TRAITEES POUR L'IRRIGATION.....	292
TABLEAU 8-13 : CONSOMMATION ANNUELLE MONDIALE EN EAU (KM ³).....	296
TABLEAU 8-14 : NORMES OMS DE LA QUALITE DE L'EAU POUR L'AQUACULTURE (OMS 2006)	298
TABLEAU 9-1 : VALEURS LIMITES AMÉRICAINES DE POLLUANTS POUR LA RÉUTILISATION DES BOUES.....	315
TABLEAU 9-2 : VALEURS LIMITES EUROPÉENNES POUR LA RÉUTILISATION DES BOUES ..	316
TABLEAU 9-3 : VALEURS LIMITES DANOISES POUR LA RÉUTILISATION DES BOUES	316
TABLEAU 9-4 : VALEURS LIMITES DANOISES POUR LES SUBSTANCES NUISIBLES	317
TABLEAU 10-1 : VALEUR DE L'ARGENT EN FONCTION DU TEMPS	330
TABLEAU 10-2 : EXEMPLE D'ACTUALISATION DE PROJETS DE TAILLES DIFFERENTES.....	332
TABLEAU 10-3 : APERCU DES PARAMETRES UTILISES POUR COMPARER LES TRAITEMENTS D'EAUX USEES	335
TABLEAU 11-1 : TYPE DE PROJETS SUJETS A UNE EIE.....	356
TABLEAU 11-2 : CONTENU DES RAPPORTS	363
TABLEAU 11-3 : OBJECTIFS DE PARTICIPATION DU PUBLIC DANS UNE EIE	374
TABLEAU 12-1 : VALEURS LIMITES POUR LES EAUX RECEPTRICES GUIDELINES 1987 AUTRICHE	384
TABLEAU 12-2 : NORMES DE REJET POUR DES STATIONS D'EPURATION DE MAXIMUM 5000 EH.....	386
TABLEAU 12-3 : EXIGENCES DE MONITORING DES STEP AUX USA	390
TABLEAU 12-4 : EXIGENCES TYPIQUES POUR DES REJETS DE SOUS-SURFACE.....	391
TABLEAU 13-1 : RESPONSABILITES ET CAPACITES DE FINANCEMENT DE DIFFERENTES AGENCES DE GESTION DES EAUX USEES	407

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1-1 : DIAGRAMME SCHÉMATIQUE D'UNE INFRASTRUCTURE DE GESTION D'EAU USEE	1
FIGURE 1-2 : GOUTIERE DE DEBORDEMENT ET DE RESTRICTION DE DEBIT	3
FIGURE 1-3 : DIAGRAMME DECISIONNEL POUR LE CHOIX DU TRAITEMENT APPROPRIÉ DES EAUX USEES DOMESTIQUES	13
FIGURE 3-1 : TYPES DE DEGRILLAGE UTILISES POUR LE TRAITEMENT DES EAUX USEES	20
FIGURE 3-2 : LES SYSTEMES DE DEGRILLAGE POUR LES STATIONS D'EPURATION	21
FIGURE 3-3 : INSTANTANEE CLASSIQUE DE DILACERATEUR	22
FIGURE 3-4 : DESSABLEUR CIRCULAIRE	24
FIGURE 3-5 : DESSABLEUR AERE	24
FIGURE 3-6 : DESSABLEUR DE TYPE VORTEX (HYDROCYCLONE)	25
FIGURE 3-7 : DEGRAISSEUR RECTANGULAIRE CLASSIQUE SIMPLE	26
FIGURE 3-8 : DEGRAISSEUR DE DEGRASSAGE RECTANGULAIRE AVEC MELANGEUR VORTEX AERE ...	26
FIGURE 3-9 : DESHUILEUR	27
FIGURE 3-10 : HYDROGRAPHE	30
FIGURE 3-11 : EGALISATION DE CONCENTRATION	31
FIGURE 3-12 : DEVERSOIR RECTANGULAIRE	32
FIGURE 3-13 : DEVERSOIR TRIANGULAIRE	32
FIGURE 3-14 : LA JAUGE PARSHALL	33
FIGURE 3-15 : AUGET BASCULANT	34
FIGURE 4-1 : EXEMPLES DE DISPOSITION DE BASSINS DE STABILISATION	38
FIGURE 4-2 : DEGRADATION DES COMPOSES ORGANIQUES DANS LE BASSINS ANAEROBIE	40
FIGURE 4-3 : RECUPERATION DU BIOGAZ: SECTION TRANSVERSALE	41
FIGURE 4-4 : RECUPERATION DE BIOGAZ : BILAN DE DCO ET PRODUCTION DE BIOGAZ	42
FIGURE 4-5 : LES ABATTEMENTS DE DBO DANS UN BASSIN DE STABILISATION FACULTATIF	43
FIGURE 4-6 : PERTES ET TRANSFORMATIONS DE L'AZOTE	46
FIGURE 4-7 : CALCUL DES DIMENSIONS DE SURFACE ET DE FOND D'UN BASSIN	50
FIGURE 4-8 : ENTREES, SORTIES ET DISPOSITION DE CLOISONS BRISE-LAME	51
FIGURE 4-9 : OUVRAGES D'ENTRÉE INLET STRUCTURE FOR ANAEROBIC AND PRIMARY FACULTATIVE PONDS	52
FIGURE 4-10 : EXEMPLE D'UN RAPPORT DE SUIVI ET MAINTENANCE	61
FIGURE 4-11 : LES MACROPHYTES EMERGENTS DES SYSTEMES D'EPURATION DES EAUX PAR FILTRE ARTIFICIEL	72
FIGURE 4-12 : DISPOSITION VARIEES DE STRUCTURES D'ENTREE ET DE SORTIE	81
FIGURE 4-13 : GRAPHIQUE GRANULOMETRIQUE POUR LA SELECTION DU SUBSTRAT DE FILTRES A ECOULEMENT HORIZONTAL SOUS SURFACE	83
FIGURE 4-14 : DISPOSITIF D'UN FILTRE A ECOULEMENT VERTICAL	84
FIGURE 4-15 : VUE LATERALE D'UN LIT DE FILTRE A ECOULEMENT VERTICAL	85
FIGURE 4-16 : GRAPHE GRANULOMETRIQUE POUR LA SELECTION DE SUBSTRAT POUR LES FILTRES A ECOULEMENT VERTICAL	86
FIGURE 4-17 : DETAIL DES COUCHES D'UN FILTRE VERTICAL	87
FIGURE 4-18 : LES FORMES DOMINANTES DE MACROPHYTES AQUATIQUES	91
FIGURE 4-19 : LIT DE MINERALISATION DE BOUES A ECOULEMENT VERTICAL	93
FIGURE 4-20 : DEGAGEMENT D'OXYGENE PAR LES RACINES DE PHRAGMITES AUSTRALIS	94

FIGURE 4-21 : ZONE HUMIDE AMENAGEE PLANTEE DE <i>CANNA LILIES</i>	95
FIGURE 4-22 : PLANTATION DE PLANTULES GERMEES EN POTS DANS UN LIT DE MINERALISATION DE BOUES	97
FIGURE 4-23 : ISOLATION CONTRE LE GEL PAR DES COPEAUX DE BOIS SUR UN FILTRE A ECOULEMENT VERTICAL	99
FIGURE 4-24 : FILTRE PLANTE ISOLE A ECOULEMENT VERTICAL APRES QUELQUES MOIS DE FONCTIONNEMENT.....	104
FIGURE 4-25 : VUE SCHEMATIQUE EN PLAN DU SYTEME CONSTRUIT A MOSEHUSSET	105
FIGURE 4-26 : SYSTEME DE RECIRCULATION	106
FIGURE 4-27 : COUPE TRANSVERSALE D'UN FILTRE A SABLE (BEN SERGAO, MAROC)	116
FIGURE 4-28 : (A) VUE EN PLAN ET (B) VUE TRANSVERSALE D'UN FILTRE A SABLE MODERNE	117
FIGURE 4-29 : SAULAIE EVAPOTRANSPIRATIVE CLASSIQUE AU DANEMARK POUR UNE MAISON UNIFAMILLIALE	129
FIGURE 4-30 : EFFET "CORDE A LINGE".....	131
FIGURE 4-31 : BILAN EN EAU D'UN SYSTEME EVAPOTRANSPIRATIF	132
FIGURE 4-32 : SAULAIE EVAPOTRANSPIRATIVE SANS EXUTOIRE.....	133
FIGURE 4-33 : SECTION TRANSVERSALE D'UNE SAULAIE EVAPOTRANSPIRATIVE FERMEE	134
FIGURE 4-34 : SYSTEME DE DISTRIBUTION ENTERRE POUR EVITER LE GEL HIVERNAL.....	135
FIGURE 4-35 : SECTION TRANSVERSALE D'UNE SAULAIE EVAPOTRANSPIRATIVE, DETAIL.....	135
FIGURE 4-36 : BOUTURES DE SAULES COLOREES PAR VARIETE	136
FIGURE 4-37 : TROIS VARIETE DE SAULES DIFFERENTES SONT PLANTEES EN RANGS ALTERNATIVEMENT	137
FIGURE 4-38 : CARTE QUADRILLEE DU DANEMARK AVEC LES SURFACES DE SAULAIES (ET) NECESSAIRE POUR UN REJET DE 100 M ³ D'EAUX USEES PAR AN	139
FIGURE 4-39 : SOUCHE-MERE DE SAULES APRES LEUR COUPE HIVERNALE	140
FIGURE 4-40 : PRODUCTION DE METHANE A PARTIR DE MACROMOLECULES COMPLEXES	148
FIGURE 4-41 : TAUX DE CROISSANCE EN FONCTION DE LA CONCENTRATION EN ACETATE.....	152
FIGURE 4-42 : CONCENTRATION EN SUBSTRATS RESIDUELS EN FONCTION DE L'AGE DE LA BOUE POUR <i>METHANOTRIX</i> ET <i>METHANOSARCINA</i>	154
FIGURE 4-43 : INFLUENCE DE LA TEMPERATURE SUR LE TAUX DE DIGESTION ANAEROBIE EN REGIME MESOPHILE.....	157
FIGURE 4-44 : EFFET DE LA TEMPERATURE SUR LA DIGESTION ANAEROBIE DE BOUES PRIMAIRES	158
FIGURE 4-45 : ABATTEMENT DE LA DBO EN FONCTION DU TEMPS DE RETENTION DANS DES BASSINS ANAEROBIES	163
FIGURE 4-46 : CONFIGURATIONS SCHEMATIQUES DE SYSTEMES DE TRAITEMENT	165
FIGURE 4-47 : EFFICACITE DE L'ABBATEMENT DE LA DCO (COD REMOVAL EFF.).....	168
FIGURE 4-48 : VUE SCHEMATIQUE DU REACTEUR UASB	169
FIGURE 4-49 : EFFICACITE DE L'ABBATEMENT DE LA MATIERE ORGANIQUE EN FONCTION DU TEMPS DE RETENTION	171
FIGURE 4-50 : CONFIGURATIONS DE BASE POUR LES REACTEURS UASB.....	175
FIGURE 4-51 : FORMES GEOMETRIQUES DES REACTEURS UASB.....	177
FIGURE 4-52 : SUPERFICES RELATIVES DES PAROIS VERTICALES EN FONCTION DU RAPPORT LONGUEUR:LARGEUR POUR LES REACTEURS UASB AVEC UNE SECTION TRANSVERSALE RECTANGULAIRE	178
FIGURE 4-53 : EXEMPLES DE CONFIGURATION D'UN SEPARATEUR GLS DANS LES REACTEURS UASB	181

FIGURE 4-54 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE D'UN SEPARATEUR GLS MULTI-COUCHES ET AUGMENTATION RELATIVE DU RAPPORT SUPERFICIE OUVERTURE/SUPERFICIE DE LA SURFACE.	182
FIGURE 4-55 : SYSTEME DE DISTRIBUTION DE L'EFFLUENT D'ENTREE	185
FIGURE 4-56 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE DE LA CONFIGURATION DU COMPARTIMENT DE DISTRIBUTION	186
FIGURE 4-57 : POSSIBILITES POUR LE PASSAGE DU TUYAU D'ENTREE	188
FIGURE 4-58 : GOULOTTES AVEC ENTAILLES EN V	190
FIGURE 4-59 : CONFIGURATIONS ALTERNATIVES DE COLLECTE DE L'EFFLUENT	190
FIGURE 5-1 : VUE D'ENSEMBLE DE L'EPUVALISATION	202
FIGURE 5-2 : EPUVALISATION AVEC RECIRCULATION (CIRCUIT FERME).....	202
FIGURE 5-3 : EPUVALISATION AVEC DES PLANTES ORNEMENTALES	206
FIGURE 5-4 : CANAUX D'EPUVALISATIONS	206
FIGURE 5-5 : DIMENSIONNEMENT D'UNE GOULOTTE D'EPUVALISATION.....	213
FIGURE 5-6 : PRINCIPAUX TYPES DE FILTRES A SABLE RAPIDES.....	216
FIGURE 5-7 : DUREE DE FONCTIONNEMENT (RUN LENGHT (H)) SELON DIFFERENTES PERTES DE CHARGE FINALES (HEADLOSS (M) ET TAUX DE CHARGE HYDRAULIQUE (FILTER RATE (M ³ /M ² .H)	218
FIGURE 6-1 : LATRINE/FOSSE VENTILEE AMELIOREE (VIP).....	222
FIGURE 6-2 : FOSSE AMELIOREE VENTILEE (VIP).....	223
FIGURE 6-3 : FOSSE DOUBLE AMELIOREE VENTILEE (VIDP).....	224
FIGURE 6-4 : COMPOSANTS DU SULAB.....	225
FIGURE 6-5 : FOSSE SEPTIQUE SANS FILTRE	225
FIGURE 6-6 : FOSSE SEPTIQUE A DEUX ETAGES (TYPE I).....	226
FIGURE 6-7 : FOSSE SEPTIQUE A DEUX ETAGES AVEC FOND CONIQUE (TYPE II)	226
FIGURE 6-8 : FOSSE SEPTIQUE A DEUX ETAGES AVEC FOND PYRAMIDAL (TYPE III)	227
FIGURE 6-9 : FOSSE SEPTIQUE AVEC FILTRE AEROBIE	227
FIGURE 6-10 : FOSSE SEPTIQUE AVEC FILTRE ANAEROBIE	228
FIGURE 6-11 : FOSSE SEPTIQUE COMPARTIMENTEE AVEC FILTRE ANAEROBIE.....	228
FIGURE 6-12 : DETAIL D'UN PUIT/TROU D'INFILTRATION.....	235
FIGURE 6-13 : TRANCHES D'INFILTRATION POUR LE TRAITEMENT DES EAUX USEES.....	237
FIGURE 6-14 : TRAITEMENT DES EAUX USEES SUR SITE (INDIVIDUEL) PAR FOSSE SEPTIQUE ET TRANCHEE D'INFILTRATION	237
FIGURE 6-15 : SYSTEME DE DIGESTION ANAEROBIE	238
FIGURE 6-16 : SEPARATION DES SUBSTANCES ET EXEMPLES D'ELEMENTS POSSIBLES	240
FIGURE 7-1 : LIT DE SECHAGE DE BOUE.....	251
FIGURE 7-2 : EVOLUTION DE LA TENEUR EN HUMIDITE DES BOUES ET DE LA POPULATION D'OEUF D'ASCARIS	252
FIGURE 7-3 : EFFET DES PLANTES A LA SURFACE D'UN LIT PLANTE DE SECHAGE ET MINERALISATION DES BOUES.....	254
FIGURE 7-4 : VUE EN COUPE D'UN LIT DE ROSEAUX POUR LA MINERALISATION DES BOUES.....	255
FIGURE 7-5 : RECHARGE DE BOUES APRES LA VIDANGE DES BOUES DESHYDRATEES D'UN LIT REMPLIS.....	256
FIGURE 7-6 : COUPE TRANSVERSALE D'UNE LAGUNE DE SECHAGE DES BOUES	257
FIGURE 8-1 : IRRIGATION EN NAPPE	268
FIGURE 8-2 : IRRIGATION A LA RAIE	268

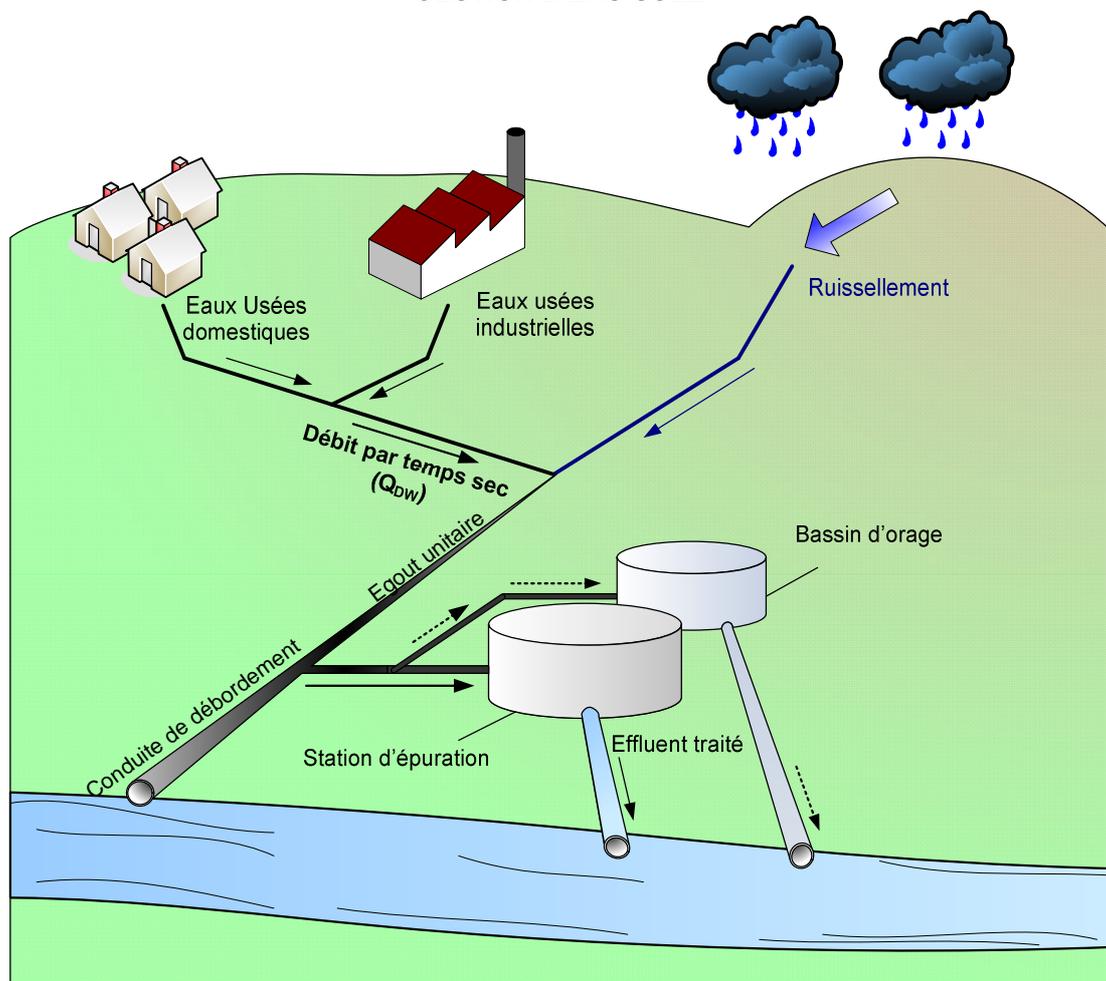
FIGURE 8-3: IRRIGATION PAR ASPERSEUR MONTE SUR UN CANON ENROULEUR POUR L'IRRIGATION DE CULTURES MARAICHÈRES INDUSTRIELLES AVEC DES EAUX USEES D'UNE USINE AGRO-ALIMENTAIRE (SANS PATHOGENE)	269
FIGURE 8-4 : SCHEMA D'UNE IRRIGATION DE SOUS SURFACE	269
FIGURE 8-5 : IRRIGATION AU GOUTTE A GOUTTE	270
FIGURE 8-6 : TOLERANCE A LA SALINITE POUR LES CULTURES AGRICOLES.....	271
FIGURE 8-7 : INFILTRATION-PERCOLATION AVEC RECUPERATION DES EAUX PAR UN PUIT	280
FIGURE 8-8 : METHODES CLASSIQUES POUR LA RECHARGE EN EAU DES NAPPES	281
FIGURE 8-9 : LE BILAN EN EAU POUR LA PRODUCTION DE L'AQUACULTURE	297
FIGURE 8-10 : LE BILAN EN EAU D'UN CIRCUIT FERME.....	304
FIGURE 8-11 : LE BILAN EN EAU D'UN CIRCUIT OUVERT	305
FIGURE 9-1 : BOUES DÉSHYDRATÉES PRÊTES À ÊTRE TRANSPORTÉES	318
FIGURE 9-2 : BOUE STABILISÉE DANS UNE INFRASTRUCTURE DE STOCKAGE.....	319
FIGURE 9-3 : EPANDAGE DE BOUES AU CHAMP	320
FIGURE 10-1 : PROFIL D'UN INVESTISSEMENT AU COURS DU TEMPS	323
FIGURE 10-2 : LIEN ENTRE EXTENSIONS DE SERVICE, RENOVATION, ET REMPLACEMENT ET VALEUR DES INFRASTRUCTURES	324
FIGURE 10-3 : PROFILS TYPIQUES DE REMPLACEMENT	325
FIGURE 10-4 : PROFIL DE COUTS F&M TYPIQUES	328
FIGURE 10-5 : CADRE ECV POUR UNE USINE DE TRAITEMENT DES EAUX USEES.....	337
FIGURE 10-6 : SKETCH RESUMANT L'ALTERNATIVE DE VADSBRO : BASSINS DE STABILISATION AVEC PRECIPITATION CHIMIQUE	339
FIGURE 10-7 : COMPARAISON D'ALTERNATIVES A VADSBRO EN SUEDE, A L'AIDE DE LA POEU	340
FIGURE 10-8 : EXEMPLE DE RESULTATS D'ANALYSE DE SENSITIVITE	352
FIGURE 11-1 : ETAPES D'UNE EIE.....	366
FIGURE 11-2 : ETAPES DU TRI (EC 2001).....	367
FIGURE 11-3 : DIAGRAMME SCHEMATIQUE	372

1. INTRODUCTION – CONSIDERATIONS GÉNÉRALES

1.1 Définition des eaux usées

Toute communauté produit les déchets liquides et solides et des émissions gazeuses. Les déchets liquides ou les eaux usées sont essentiellement les eaux produites par la communauté après qu'elles aient été employées dans une variété d'applications (voir Figure 1-1). N'importe quelle eau dont la qualité a subi une influence anthropogène est une eau usée. Du point de vue des sources de génération, l'eau usée peut être définie comme combinaison du liquide ou des matières transportées dans l'eau en provenance des habitations résidentielles, des institutions publiques, des établissements commerciaux et industriels, rejointe ou non par les eaux souterraines, les eaux de surface, et les précipitations (Metcalf et remous, 2003).

FIGURE 1-1 : DIAGRAMME SCHÉMATIQUE D'UNE INFRASTRUCTURE DE GESTION D'EAU USEE



Il y a un éventail d'eaux usagées et également un éventail de technologies et de techniques pour atténuer les impacts des eaux usagées sur le milieu récepteur. Selon leurs origines, les eaux usées sont classées en quatre types :

- Eau usée industrielle ;
- Eau usée domestique ;
- Eau usée commerciale ;
- Eaux de surface.

Les eaux usées industrielles : sont les eaux usées intervenant ou non dans les procédés de fabrication, commerciales, d'exploitations minière, et des équipements ou des activités forestiers ; en ce compris les eaux d'écoulement et de lixiviat des secteurs recevant des polluants liés au stockage industriel ou commercial, à la manipulation ou au traitement, et à toute autre eau usée non définies comme eau usée domestique.

Les eaux usées domestiques : sont les eaux usées provenant principalement des résidences, des bâtiments d'affaires, des établissements publiques et assimilés; les eaux usées sanitaires; les eaux d'égout. Elles peuvent également inclure des contributions industrielles quand des eaux usées domestiques et industrielles sont combinées dans un réseau d'égouts urbain unitaire.

Les eaux usées commerciales : sont les eaux usées non-toxiques et non-dangereuses des installations commerciales, qui sont habituellement semblables en composition à l'eau usée domestique, mais qui peuvent de temps en temps avoir un ou plusieurs constituants excédant les gammes domestiques typiques. Elles peuvent également provenir des eaux usées de cuisine des bâtiments commerciaux et publiques, des blanchisseries avec un maximum de quatre machines à laver, des bâtiments hébergeant des animaux (tels que les chenils, les hôpitaux vétérinaires, et les salons de toilettage animaliers), des salons de beauté, à condition que les substances toxiques, dangereuses, ou les pertes industrielles ne soient pas injectées dans le système.

Les eaux de surface : proviennent de l'écoulement résultant des précipitations, de la fonte des neiges, du drainage routier, des secteurs urbains et industriels, etc. C'est la part d'eau qui ne s'infiltre pas dans le sol, qui ruisselle dans les rues sur les sols, et intègre des masses d'eau de surface.

1.2 Caractérisation des eaux usées

La composition de l'eau usée varie considérablement ; sans compter l'eau, elle peut contenir des bactéries non pathogènes, des pathogènes, des particules organiques, du matériel organique soluble, des particules inorganiques, du matériel inorganique soluble, des animaux, des gaz, des toxines, etc.

1.2.1 Caractérisation quantitative

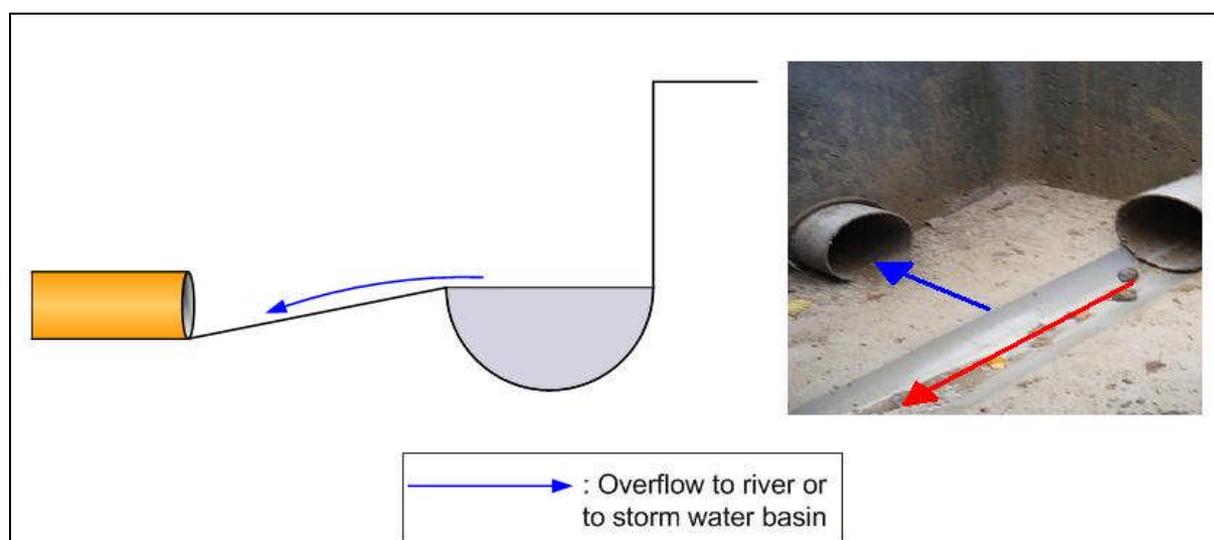
Caractériser quantitativement l'eau usée est essentiel pour choisir le type de station de traitement des eaux résiduaires, la conception et le dimensionnement de la station et éventuellement choisir un système d'égouttage unitaire ou séparé. Les paramètres quantitatifs (débits unitaires d'eau usée) sont généralement l'écoulement quotidien moyen, les débits de pointe, et les fluctuations journalières, mensuelles et saisonnières.

Pour un égout unitaire, système combiné de système d'égouts (réseau d'égout + pluie), il est généralement recommandé d'employer les paramètres suivants (Weber, Vandevenne et Edeline, 2002) :

- Q_{DW} ou Q_m : débit moyen par temps sec = volume quotidien/24 [m^3/h]
- Q_{18} : débit diurne par temps sec = volume quotidien /18 [m^3/h]
 - Pour une station de traitement des eaux résiduaires d'une capacité supérieure à 20.000 équivalents habitant ; sinon, pour des plus petites stations avec des volumes nocturnes plus faibles, Q_{14} peut être employé
- $3Q_{18}$: débit de pointe par temps sec [m^3/h]
 - Les stations de traitements biologiques sont souvent conçues en considérant ce paramètre (une attention particulière doit être prêtée aux villes avec une activité saisonnière).
- Q_P : débit de pointe par temps de pluie [m^3/h] : $3Q_{18} < Q_P < 5Q_{18}$ (et $Q_P = 2$ à $4 Q_m$ au Vietnam)
 - le traitement primaire doit être conçu en considérant au moins $5Q_{18}$;
 - Les égouts unitaires de débordement en cas d'orage doivent être conçus en considérant $6Q_{18}$ ou $7Q_{18}$.

Des restrictions de débit peuvent être obtenues par une gouttière de débordement d'une section appropriée (voir Figure 1-2).

FIGURE 1-2 : GOUTIERE DE DEBORDEMENT ET DE RESTRICTION DE DEBIT



1.2.2 Les paramètres quantitatifs et les constituants des eaux usées

Les paramètres physiques

Les solides en suspension (SS) : sont les particules solides insolubles qui flottent à la surface ou sont en suspension dans l'eau et qui peuvent être enlevées par filtration. Les solides en suspension contribuent à la turbidité de l'eau.

Les solides précipitables : est la fraction des solides en suspension qui précipite de la suspension par gravitation en conditions de régime laminaire.

Les matières solides dissoutes totales (MSDT) : sont des organiques ou inorganiques qui sont en solution et qui ne sont pas enlevées par filtration. Les MSDT comprennent des anions, des cations, des molécules et de petites particules colloïdales. Les matières solides dissoutes contribuent à la conductivité.

Rem : Les colloïdes sont classés entre les solides solubles et les solides dissous : Solides en suspension < 1.10^{-3} mm< matières colloïdales < 1.10^{-6} mm< solides dissous (DS).

La turbidité : est l'aspect brumeux ou nuageux de l'eau, provoqué par la matière particulaire en suspension.

La couleur : la couleur (brun clair, gris, noir, etc.) est un indicateur visuel intéressant parce qu'elle est directement reliée au pH et à l'oxygène dissous de l'eau ; elle permet d'évaluer l'état de l'eau usée (fraîche ou septique).

La température (°C ou °F) : un paramètre important dans la conception des installations de traitement parce qu'elle influence fortement les processus biologiques; la température de l'eau usée varie selon la période de l'année et le lieu.

La conductivité (l'EC) : la conductivité ou la conductivité électrique mesure la capacité de l'eau de conduire un courant électrique et est directement corrélée avec le taux de matières solides dissoutes.

Les paramètres chimiques

L'azote total (TN) : représente toutes les formes d'azote. C'est la somme de l'ammoniaque libre (NH₄⁺), de l'azote organique (N-Org), des nitrites (NO₂⁻), et des nitrates (NO₃⁻) ; L'azote Total Kjeldahl (TKN) est la somme d'azote organique et de l'ammoniaque libre.

Le phosphore total (TP) : représente toutes les formes de phosphore ; c'est la somme du phosphore inorganique et du phosphore organique.

Le pH : mesure l'acidité ou la basicité d'une solution aqueuse.

L'alcalinité : mesure le pouvoir tampon de l'eau usée ; cette capacité est due principalement de la présence du bicarbonate, du carbonate, et des ions d'hydroxyde naturellement disponibles.

Les chlorures (Cl) : évalue la possibilité d'une réutilisation agricole de l'eau usée.

Les sulfates (SO₄⁻) : évaluent le potentiel de formation d'odeurs (principalement le H₂S, qui sent l'œuf pourri) et peut affecter la traitement des boues produites durant le traitement des eaux usées.

Les métaux : tels que As, Cd, Ca, Cr, Co, Cu, Pb, Mg, Hg, Mo, Ni, Se, Na, et Zn sont testés pour évaluer la potentialité de la réutilisation des eaux usées et pour les effets de toxicité. Des quantités à l'état de trace sont importantes dans le traitement biologique.

Les gaz : l'eau usée contient et produit des gaz tels que l'O₂, le CO₂, le H₂S, le NH₃, et le CH₄.

La DBO₅ : signifie la demande biologique en oxygène biochimique pour une période de cinq jours et représentent la quantité de l'oxygène exigée par des micro-organismes pour l'oxydation biochimique de la matière organique biodégradable pendant 5 jours à 20°C par unité de volume d'eau usée. La DBO₅, exprimé en mg/L, est le paramètre le plus couramment employé pour caractériser la pollution organique de l'eau usée ; il mesure la force organique biodégradable de l'eau usée.

La DCO : signifie la demande chimique en oxygène et représente la quantité de l'oxygène (mg/L) exigée pour oxyder chimiquement le matériel organique de l'eau usée en utilisant le dichromate (oxydant chimique fort) dans une solution acide. D'un point de vue opérationnel, un des avantages principaux du test de la DCO est qu'il peut être accompli en 2,5 h (à 140°C).

La DBO_∞ : représente la quantité totale d'oxygène dissous requis par des micro-organismes pour l'oxydation biochimique de la matière organique biodégradable par unité de volume d'eau usée jusqu'à ce que la respiration finisse. Il mesure la force organique biodégradable total de l'eau usée.

Le ratio DBO_∞/DCO : le rapport DBO_∞/DCO indique la biodégradabilité d'un échantillon d'eau usée (c.-à-d., la capacité d'un échantillon d'eau usée d'être décomposé par des traitements biologiques). Une diminution de ce rapport signifie une augmentation de la matière organique non-biodégradable (telle que la cellulose, la lignine, les tannins, la poussière de scie, etc.) (Weber, Vandevienne et Edeline, 2002). Voici le ratio moyen pour les exploitations suivantes :

- laiterie : 1,3
- Sucrierie : 0,82
- Abattoir : 0,67
- Eau usée domestique : 0,5
- Blanchisserie : 0,38

Les huiles et graisses : telles que utilisées généralement incluent les matières grasses, les huiles, les cires, et d'autres constituants similaires présents dans les eaux usées. Le terme matières grasses, huile, et graisse (Fat–Oil–Grease en anglais

FOG) utilisé précédemment dans la littérature a été remplacé par huiles et graisses (Oil and grease).

Les composés toxiques : quelques composés toxiques spécifiques peuvent être présents dans les eaux usées et peuvent causer des effets nuisibles sur les organismes vivants.

Les paramètres microbiologiques

Les coliformes fécaux : sont des bactéries de la région intestinale des animaux à sang chaud; ces bactéries sont utilisées comme indicateurs de contamination fécale d'une eau, elles indiquent la présence ou l'absence d'organismes pathogènes d'origine fécale. Les coliformes ne sont généralement pas pathogènes eux-mêmes.

Les micro-organismes spécifiques : les bactéries, les protozoaires, les helminthes, et les virus qui sont présents aux points de rejet indiquent le degré de pollution ou la toxicité de l'eau usée. Ces micro-organismes sont préoccupants parce que beaucoup sont pathogènes. Quelques micro-organismes qui ont des étapes de reproduction sous forme de spores et de kystes peuvent survivre pendant de longues périodes et peuvent par la suite atteindre un hôte. Selon le type et le degré de traitement, la plupart peuvent être enlevés. Ces paramètres sont suivis pour l'effluent rejeté, dans le cas de la réutilisation d'eaux usées traitées en agriculture - afin choisir la culture et la méthode d'irrigation.

1.2.3 Caractérisation des eaux usées par type

Les eaux usées domestiques : originaire la plupart du temps des ménages, des équipements publics, et des entreprises. Le Tableau 1-1 montre quelques compositions typiques d'eaux d'égout domestiques.

TABLEAU 1-1 : COMPOSITION TYPIQUES D'EAUX USEES DOMESTIQUES NON TRAITEES

Contaminants	Unité	Concentration		
		Faible	Moyenne	Forte
Solides totaux (TS)	mg/L	350	720	1,200
Dissous totaux (TDS)	mg/L	250	500	850
Solides en suspension (SS)	mg/L	100	220	350
Solides décantables	ml/L	5	10	20
DBO ₅ , 20°C	mg/L	110	220	400
DCO	mg/L	250	500	1000
Azote (total de N)	mg/L	20	40	85
Organique	mg/L	8	15	35
Ammoniaque libre	mg/L	12	25	50
Nitrites	mg/L	0	0	0

Contaminants	Unité	Concentration		
		Faible	Moyenne	Forte
Nitrates	mg/L	0	0	0
Phosphore (total de P)	mg/L	4	8	15
Organique	mg/L	1	3	5
Inorganique	mg/L	3	5	10
Chlore	mg/L	30	50	100
Sulfates	mg/L	20	30	50
Alcalinité (de CaCO ₃)	mg/L	50	100	200
Graisses et huiles	mg/L	50	100	150
Coliformes totaux	no/100mL	10 ⁶ - 10 ⁷	10 ⁷ - 10 ⁸	10 ⁷ - 10 ⁸

Source: Weber, Vandevenne and Edeline, 2002

Dans les secteurs sans réseau d'égout, les fosses septiques sont communément utilisées. Les fosses septiques accumulent des solides connus sous le nom de boues, qui doivent être enlevées périodiquement pour assurer l'efficacité opérationnelle du système. Le Tableau 1-2 donne des compositions typiques de polluant de fosses septiques utilisées comme installation de traitement des eaux usées.

TABLEAU 1-2 : COMPOSITION TYPIQUE DE BOUES

Matières en suspension totale (TSS)	10,000 – 25,000 mg/L
Demande Biochimique en Oxygène à 5-jours (DBO ₅)	3,000 - 5,000 mg/L
Demande chimique en oxygène (DCO)	25,000 - 40,000 mg/L
Azote total (TN)	200 - 700 mg/L
Phosphore total (TP)	100 - 300 mg/L
Huiles et graisses	2,500-7,500 mg/L

Source: UNEP, 1998

Les eaux usées industrielles : ont un large éventail de concentrations en polluant. Les industries telles que les raffineries pétrolières, les industries agro-alimentaires, les distilleries, et les industries chimiques produisent des concentrations élevées en DBO, solides en suspension, solides dissouts, des pH variables, des odeurs, des composés sulfurés, et un taux élevé de matières organiques (voir Tableau 1-3). Les industries chimiques produisent fréquemment des composés toxiques (par exemple, pesticides, insecticides, phénols, etc.) qui sont dangereux pour les organismes aquatiques à très faibles concentrations.

TABLEAU 1-3 : CARACTÉRISTIQUES DES POLLUANTS TYPQUES D'EAUX USEES INDUSTRIELLES

Industrie	Concentration DBO (mg/L)	Concentration TSS (mg/L)	Concentration en Huile et graisse (mg/L)	Métaux présents (mg/L)*	Composant Volatile Présent (mg/L)	Concentration d'organiques réfractaires (mg/L)
Raffinerie pétrolière	100 à 300	100 à 250	200 à 3,000	Arsenic, Fer	Sulfures	Phénols 0 à 270
Tannerie	1 000 à 3 000	4 000 à 6 000	50 à 850	Chrome 300 à 1 000	Sulfures Ammoniaque 100 à 200	
Embouteillage	200 à 6 000	0 à 3 500				
Distillerie, Molasse, ou sucrerie	600 à 32 000	200 à 30 000			Ammoniaque 5 à 400	
Fabrication alimentaire	100 à 7 000	30 à 7 000				
Fabrique de papier	250 à 15 000	500 à 100 000		Sélénium, Zinc		Phénols 0 à 800
Usine chimique	500 à 20 000	1 000 à 170 000	0 à 2 000	Arsenic, Baryum, Cadmium		Phénols 0 à 5 000

Source: UNEP, 1998 * : métaux + arsenic + sélénium

1.3 Les systèmes de collecte des eaux usées

1.3.1 Le système d'égouttage unitaire

Un réseau d'égouts unitaire signifie que les eaux usées sanitaire (eau usées domestiques et/ou industrielles) et l'eau de ruissellement sont collectées dans le même égout.

1.3.2 Le système d'égouttage séparatif

Un réseau d'égout séparé signifie que le transport de l'eau usée domestique et/ou industrielle est réalisé par des canalisations séparées de celles qui transportent les eaux de ruissellement. L'égout qui rassemble les eaux usées domestiques et/ou industrielles s'appelle souvent un égout sanitaire. L'égout qui transporte l'eau d'écoulement s'appelle souvent un égout pluvial.

1.4 L'importance du traitement des eaux usées

1.4.1 Environnement

Quand l'eau usée non traitée s'accumule et est déversée brute, la décomposition de sa matière organique mène à des nuisances, y compris la production de gaz malodorants. Toutes les plantes et animaux vivant dans l'eau exigent de l'oxygène dissous, qui existe en faible quantité. Un des objectifs principaux du traitement des eaux résiduaires est d'empêcher que le matériel organique « oxygène-exigeant » d'entrer autant que possible dans le milieu de récepteur. L'eau usée contient également des nutriments, qui peuvent stimuler la croissance des plantes aquatiques, mené à l'épuisement de l'oxygène et à l'eutrophication du milieu aquatique. Le sel des nutriments cause l'eutrophication dans les milieux aquatiques. Le processus d'Eutrophication change la qualité de l'eau. L'enlèvement de la matière organique et inorganique est une priorité pour le maintien d'un environnement durable, maintenu propre pour les générations présentes et futures.

1.4.2 La santé publique

L'eau usée non traitée contient les nombreux micro-organismes pathogènes qui demeurent dans la région intestinale humaine. Certaines des maladies plus communes liées à la baignade dans les eaux à usage récréatif souillées ou par la consommation des fruits de mer contaminés sont le prurit du nageur, les gastroentérites, les dermatites, les hépatites virales, les infections par blessure, le choléra, la fièvre typhoïde, et la dysenterie. L'eau usée peut également contenir les composés toxiques ou des composés qui potentiellement peuvent être mutagènes ou cancérigènes. Pour ces raisons, l'enlèvement des organismes pathogènes est nécessaire de protéger la santé publique.

1.4.3 Considération économiques

L'utilisation agricole des effluents traités aide à maintenir la qualité environnementale et promeut simultanément d'autres buts nationaux tels que produire une agriculture durable tout en préservant les ressources en eau lorsqu'elles sont rares. Un autre avantage de l'irrigation avec les eaux usées est la possibilité de diminuer le niveau des traitements de purification et les coûts de traitement dérivés, grâce au rôle du sol et des récoltes qui agissent comme un bio-filtre. Employer les nutriments disponibles dans les eaux usées peut également diminuer des coûts de fertilisation.

L'eau est également un lieu récréatif pour chacun. Les valeurs scéniques et à usage récréatif des eaux sont des raisons pour lesquelles beaucoup de gens choisissent de vivre où elle est présente.

1.5 La classification des traitements

Le traitement des eaux usées exige une méthode d'épuration appropriée pour chaque constituant. Ces méthodes peuvent être classées en différents niveaux de traitement :

TABLEAU 1-4 : LES NIVEAU D'EPURATION ET LES SYSTEMES EMPLOYES

Niveau de traitement	Définition	Systèmes
Préliminaire	Première étape d'un traitement collectif d'eaux usées qui enlève les grandes particules, les huiles et graisses, et tout autre matériel qui peut perturber ou affecter l'exécution des opérations et des procédés qui suivent.	Criblage, dessablage, morcellement, déshuilage et dégraissage, etc.
Primaire	Enlèvement d'une partie des solides décantables, des flottants et de la matière organique de l'eau usée.	Sédimentation primaire, fosse septique, bassin de stabilisation anaérobie, etc.
Secondaire	Epuration de la matière organique biodégradable et des solides en suspension principalement par des processus biologiques. Le traitement secondaire s'appelle également le traitement biologique.	Bassin de stabilisation facultatif, lit bactérien, traitement biologique anaérobie, boue activée, filtres plantés, etc.
Tertiaire	Epuration des matériaux dissous et en suspension restants afin de clarifier l'effluent final. Implique l'abattement des pathogènes et des nutriments tels que le nitrate et le phosphore.	Bassin de maturation, filtre à sable, Epuvalisation, etc.

Source : adaptée de Crites and Tchobanoglous (1998) et Weber et al; (2002).

1.6 La sélection du procédé de traitement par le diagramme décisionnel

Le choix du procédé de traitement des eaux résiduaires pourrait différer selon les caractéristiques de la communauté produisant ces eaux usées. Généralement, les stations de traitement des eaux usées extensives sont employés où il n'est pas possible ou économiquement faisable de se relier à une plus grande station intensive. Non seulement la taille de la communauté importe, mais beaucoup d'autres paramètres différents, tels que : le climat, la topographie, les distances entre les communautés, le taux de couverture du réseau d'égouttage communautaire et les frontières politiques sont également à considérer en choisissant une installation indépendante de traitement naturel. Il est également important de tenir compte du futur et de la destination de l'eau usée traitée. Parfois, les communautés sont équipées prétraitement afin d'abaisser la charge déversée dans une installation de traitement collective. Tous ces aspects doivent être considérés pour le choix d'un processus de traitement des eaux usées.

Le traitement n'est pas nécessairement plus facile pour les petites communautés. Les fluctuations en volume et les caractéristiques des eaux usées déversées peuvent occasionner plus de difficultés pour des petites installations de traitement que pour des unités de grandes tailles. Les écoulements d'eau usée des petites communautés ont souvent des débits de pointes et minima sensiblement accentués. Les petites sources peuvent avoir des effluents des charges variant de lourdes à légères pour les solides en suspension, la matière organique, l'azote, le phosphore, etc.

La Figure 1-3 montre les critères les plus importants pour choisir la technologie appropriée et la pertinence de chaque critère dans le procédé de décision. Les facteurs principaux dans le choix d'une technologie de traitement des eaux usées

domestiques sont la disponibilité de l'eau, présence d'un égout collecteur, la densité de logement ou de population, la disponibilité d'un personnel de gestion et d'exploitation compétant, la disponibilité de terrain, la disponibilité et le coût de l'électricité, les normes de rejet, les conditions hydrogéologiques et climatiques, et les opportunités pour la réutilisation des effluents épurés (UNEP, 1998).

1.7 Comment traiter les eaux usées

Des nombreux processus peuvent épurer les eaux usées selon le type et l'ampleur de la contamination. Les objectifs de purification déterminent le type de traitement à mettre en application.

Dans des zones agricoles et en particulier dans les pays semi-arides ou arides, l'objectif principal peut être la réutilisation d'eau usée pour l'irrigation. Le traitement sera donc concentré sur l'élimination des organismes pathogènes (réduction des risques sanitaires) et des boues (réduction du colmatage des conduites et du matériel d'irrigation), tel que par exemple par la décantation anaérobie suivie du filtre à sable.

Dans des zones urbaines et dans les zones où l'eau usée doit être rejetée dans les rivières ou déversée dans les sols, il est recommandé d'éliminer la matière organique et les boues. L'objectif est d'éviter la surcharge organique des rivières et des eaux souterraines.

Pour des ménages, le traitement le plus fondamental de l'eau usée est la fosse septique. Pour des villes, un des systèmes de traitement aérobies les plus répandu est le processus par boues activées. Ce traitement est basé sur la maintenance et le recyclage d'une biomasse complexe composée de micro-organismes capables digérer et dégrader la matière organique transportée avec l'eau usée. Les processus anaérobies sont également couramment employés pour traiter les eaux usées industrielles et les boues biologiques.

On parle de traitement individuel lorsqu'il concerne un seul ménage (voir chapitre 6). Les traitements collectifs sont relatifs à plus d'un ménage au moins et requièrent un réseau de collecte par égouttage. Des traitements individuels peuvent être appliqués ou intégrés à un traitement collectif. En Europe, le traitement individuel primaire (fosses septiques) est habituellement employé avant la décharge des eaux usées dans les égouts.

D'autres situations peuvent exiger ou permettre d'autres technologies de traitement des eaux résiduaires reproduisant des approches naturelles en utilisant les lits de roseaux (également connus sous le nom de filtres plantés) et les lagunes (les bassins de stabilisation). Ces infrastructures légères et les technologies sont parfois plus appropriées que des procédés modernes à coûts élevés

Des systèmes modernes peuvent inclure un traitement tertiaire tel que des microfiltres ou des membranes, mais cette approche n'est justifiée que par la destination ou la réutilisation des eaux usagées traitées. Par exemple, les eaux

usées traitées peut être réutilisées pour la recharge artificielle des aquifères, en agriculture, par l'aquaculture, etc.

1.8 La gestion centralisée et décentralisée des eaux usées

1.8.1 Gestion décentralisée des eaux usées

La gestion décentralisée d'eau usée (Decentralised Wastewater Management DWM) peut être définie comme la collecte, le traitement et le rejet/réutilisation des eaux usées provenant des maisons individuelles, des groupes de maisons, des communautés isolées, des industries ou bâtiments institutionnels, mais aussi des parties des communautés existantes sur le lieu ou à proximité du lieu de la source de génération des déchets liquides.

1.8.2 Gestion centralisée des eaux usées

La gestion centralisée des eaux usées consiste aux systèmes conventionnels ou alternatifs de collecte d'eau usée (égouts), des installations de traitement centralisées, et du rejet ou de la réutilisation de l'effluent traité, habituellement loin du point de la source d'origine. Les systèmes décentralisés maintiennent les fractions solides et liquides des eaux usées près de leur point d'origine, bien que la partie liquide et tous les solides résiduels puissent être transportés à un point centralisé pour davantage de traitement et de réutilisation. (Crites, Tchobanoglous, 1998)

1.9 Références

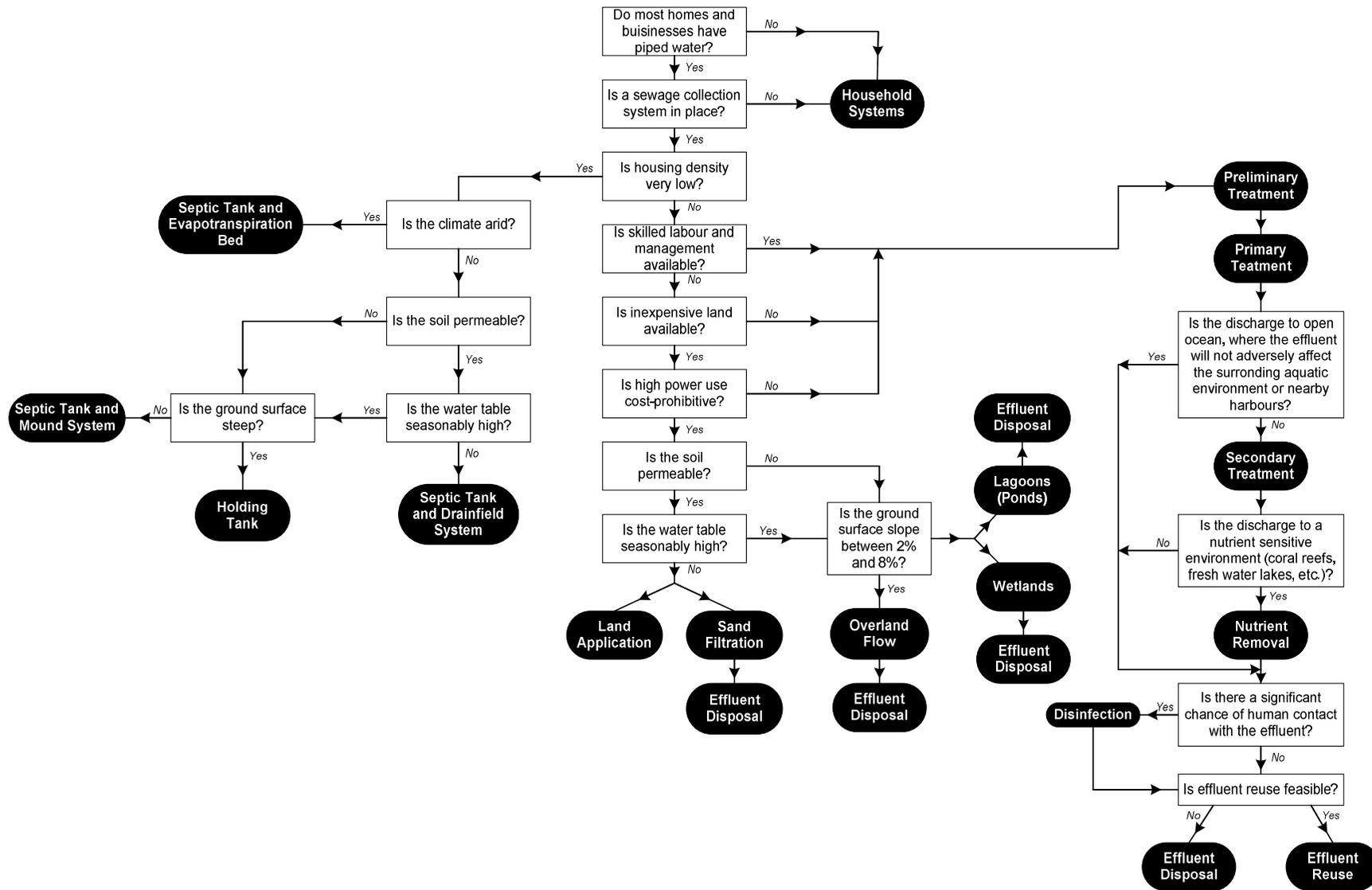
CRITES, R., and TCHOBANOGLIOUS, G., 1998. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. 4th edition, McGraw-Hill, New York, N.Y. 1064 p.

METCALF and EDDY., 2003. *Wastewater Engineering – Treatment and Reuse*. 4th edition. New York: McGraw-Hill, 1819 p.

UNEP, 1998. *Appropriate Technology for Sewage Pollution Control in the Wider Caribbean Region*. CEP Technical Report No. 40. UNEP Caribbean Environment Programme, Kingston, Jamaica.

WEBER, R., VANDEVENNE, L., and EDELINE, F., 2002. *Traitement biologique et physico-chimique des eaux usées*. Lecture notes.

FIGURE 1-3 : DIAGRAMME DECISIONNEL POUR LE CHOIX DU TRAITEMENT APPROPRIÉ DES EAUX USEES DOMESTIQUES



2. DEFINITION DES SYSTEMES DE TRAITEMENT A FAIBLE COUT

2.1 Définition

Le traitement des eaux usées conventionnelles combine des processus physiques, chimiques et biologiques et des opérations pour enlever les solides, la matière organique, et parfois les nutriments de l'eau usée. Les termes généraux employés pour décrire les différents degrés de traitement, sont par ordre croissant : les traitements préliminaires, primaires, secondaires, et tertiaires et/ou avancés. Dans quelques pays, la désinfection pour enlever des pathogènes suit parfois la dernière étape de traitement.

Les systèmes d'épuration des eaux usées à faible coût fonctionnent comme les systèmes biologiques intensifs mais de façon naturelle, ce qui engendre des débits réduits. Il n'y a pas de système qui force l'aération ou l'activation des microorganismes par un apport extérieur en énergie, toutes les étapes du traitement sont réalisées sous l'action naturelle des microorganismes responsables de l'épuration. Ils permettent par exemple l'épuration des eaux usées municipales. Ces systèmes ont des coûts d'investissement significativement plus faibles et des coûts opérationnels et de maintenance plus bas que les systèmes extensifs. Bien que de tels procédés tendent à avoir besoin de plus de terrain que des processus biologiques intensifs, ils sont souvent plus efficaces pour l'abattement des pathogènes et sont plus durables et fiables dans le temps lorsqu'ils sont correctement dimensionnés et non surchargés.

Tous ces processus de gestion d'eau usée dépendent de facteurs naturels tels que la gravité pour les écoulements et la sédimentation, ou encore les composants naturels qui composent les organismes biologiques responsables de l'épuration. Dans le cas des traitements conventionnels intensifs, ces processus naturels sont maintenus et forcés par un ensemble complexe d'équipements mécaniques grands consommateurs d'énergie (pompes, aérateurs, etc.).

Dans ce curriculum, le terme traitement des eaux usées à faible coût décrit les procédés extensifs d'épuration proches des systèmes naturels qui dépendent principalement de leurs composants naturels pour réaliser leur but prévu d'épuration. Un traitement naturel des eaux usées à faible coût peut inclure des pompes et des tuyaux pour transport des eaux usées vers la station, mais ne dépend pas exclusivement de ces sources extérieures d'énergie pour maintenir les principales étapes du traitement (Reed et al, 1995).

Les traitements des eaux usées à faible coût s'appellent aussi les technologies naturelles ou extensives, qui reproduisent les systèmes existant à l'état naturels (tels que les traitements biologiques, physiques, solaires ou autre) pour réaliser un niveau de traitement souhaité. De tels systèmes de traitement à faibles coûts souvent sont également définis comme:

- Permettant la réalisation de niveaux acceptables d'épuration ;
- Nécessitant un faible capital d'investissement ;
- Nécessitant des faibles coûts de maintenance et opérationnel ;

- Exigeant des opérateurs moins qualifiés que les technologies conventionnelles ;
- Présentant un cycle de vie potentiellement plus long que les technologies électromécaniques conventionnelles ;
- Minimisant les travaux de génie civil et les équipements électriques mécaniques;
- Permettant une épuration / une technologie de conversion / un procédé efficace à long terme, robuste et fiable;
- Offrant une simplicité opérationnelle et d'entretien ;
- Présentant une autosuffisance ;
- Fournissant un taux de récupération et réutilisation des eaux usées traitées et des sous produits de l'épuration maximal ;
- Etant facilement accessible à la population rurale de bénéficiaire de bas et moyen revenu ;
- Fournissant une simplicité et universalité du concept depuis les petites échelles jusqu'aux plus grandes.

Bien que plusieurs processus conventionnels de traitement (par exemple, par boues activées) emploient également une technologie basée sur le fonctionnement naturel, car plusieurs étapes sont des processus biologiques, ces technologies ne s'adaptent pas à la définition « Low Cost » en raison du besoin d'apports en énergie élevés et continus, ce qui rend la technologie chère à utiliser et coûteuse en entretien.

Les traitements des eaux usées à faibles coûts offrent les avantages supplémentaires d'avoir des incidences sur l'environnement minimales et de faibles empreintes écologiques. Ils sont disponibles dans trois catégories principales : aquatique, terrestre, et zones humides.

- **Traitement aquatique** : les lagunes facultatives sont la forme la plus commune de technologie de traitement aquatique. La couche d'eau près de la surface est aérobie tandis que la couche inférieure, qui inclut la couche de boue, est anaérobie. La couche intermédiaire est aérobie proche de la surface et anaérobie proche du fond, et constitue la zone facultative. Les lagunes aérées sont plus petites que les lagunes facultatives. Mais les lagunes facultatives sont habituellement plus profondes que les lagunes aérées. Les systèmes de lagunes aérées ont évolué à partir des lagunes de stabilisation par l'ajout de dispositifs d'aération pour contrecarrer des odeurs résultant des conditions septiques de la lagune de stabilisation.
- **Les systèmes de traitement par le sol** incluent les écoulements lents de surface, l'infiltration lente de sous surface, et les méthodes rapides d'infiltration. En plus du traitement des eaux usées et des faibles coûts d'entretien, ces systèmes peuvent avoir les avantages additionnels de fournir l'eau pour la recharge en eau des nappes souterraines, le reboisement, l'agriculture, et/ou le pâturage de bétail. Ils dépendent des réactions physiques, chimiques, et biologiques dans et avec le sol. Les systèmes d'écoulement de surface lent exigent un couvert végétal, afin de capter les éléments nutritifs et autres contaminants ; et de ralentir le passage de l'effluent à travers la surface de sol pour assurer un temps de

contact maximum entre les effluents et le complexe sol/plantes. Les systèmes d'infiltration de sous surface lents et les systèmes d'infiltration rapides sont des systèmes « zero discharge » (sans rejet final) qui déchargent rarement des effluents directement dans les cours d'eau ou autres eaux de surface. Chaque système a contraintes différentes en fonction de la perméabilité du sol.

- **Les marais (wetlands)** sont des terres où la nappe phréatique est à la surface ou en sous surface proche du sol assez longtemps durant l'année que pour maintenir un état de saturation du sol et une végétation spécifique. Il y a essentiellement deux types de marais construits (constructed wetlands) : les systèmes utilisant des écoulements d'eau en surface et des systèmes employant des écoulements de sous surface. Les deux systèmes emploient les racines des plantes pour fournir un substrat où peut se développer une croissance bactérienne, qui elles-mêmes emploient les nutriments contenus dans les effluents pour transférer l'oxygène. Les bactéries effectuent la majorité du travail dans ces systèmes, bien qu'il y ait également une certaine quantité d'azote, de phosphore et de potassium qui soit capté par les plantes. Le système à eau de surface se rapproche le plus étroitement un marais naturel. Typiquement, ces systèmes sont de longs bassins étroits, ayant une profondeur de moins de 1 mètre et plantés de végétation aquatique. Les systèmes peu profonds en eau emploient un substrat de gravier ou de sable, qui fournit un milieu d'enracinement pour les plantes aquatiques et au travers duquel l'eau usée s'écoule.

2.2 Les forces et limitations des traitements des eaux usées à faible coût

2.2.1 Les avantages

Un système d'épuration des eaux usées à faible coût correctement conçu pour s'intégrer à la topographie présente les avantages suivants :

1. **Fournir un niveau de traitement relativement élevé** : les stations d'épuration extensives correctement conçues, construites, entretenues, et contrôlées peuvent fournir un traitement très efficace de l'eau usée. Les résultats prouvent que le phosphore, les nitrate-nitrites, l'ammoniaque, la DBO₅, et les solides en suspension peuvent être réduits à des niveaux très acceptables. Généralement l'abattement de la DBO, de la TSS, de la DCO, des métaux, et des produits organiques persistants des eaux usées municipales peut être très efficace moyennant un temps de détention raisonnable. Enlever l'azote et le phosphore peut également être efficace pour autant que le temps de détention soit sensiblement plus long. Dans beaucoup de stations d'épuration extensives, l'opération de traitement secondaire est possible pendant toute l'année même pour les climats les plus froids. Les opérations de traitement avancés ou tertiaires sont possibles durant toute l'année pour les climats chauds à tempérés modérés.

2. **Peut être peu coûteux à construire** : les stations d'épuration à faible coût peuvent être nettement moins élevées à construire que les systèmes de traitement mécaniques conventionnels, là où le terrain est disponible en suffisance et à un prix correct. L'absence des équipements sophistiqués de traitement contribue également à l'abaissement des coûts. La conception de telles stations est spécifique à chaque cas et lieu, prenant en compte les variables telles que la topographie, l'approvisionnement en eau, le type de sol, le type d'eau usée à traiter, etc. Le choix d'un emplacement avec des caractéristiques adéquates maintient des coûts d'établissement bas.
3. **Etre peu coûteux de fonctionnement** : Les stations d'épurations extensives à faible coût exigent peu, voir pas du tout, l'utilisation d'énergie et les équipements sont minimaux. Aucun produit chimique n'est nécessaire. Un filtre artificiel bien conçu épure l'eau par gravité au travers du système. Si la topographie limite l'utilisation de la pesanteur, des pompes sont nécessaires ce qui augmente les coûts opérationnels. Une fois installés, les stations naturelles correctement dimensionnées et construites s'auto-entretiennent en grande partie. Généralement, les stations à faibles coûts offrent un traitement efficace de manière passive, réduisant au minimum l'équipement mécanique, l'énergie, et les exigences de formation des opérateurs. Les systèmes qui fonctionnent sous l'action de la gravité ne consomment aucune énergie.
4. **Réduire, voir éliminer complètement, les odeurs** : les odeurs peuvent être un problème sérieux lorsqu'on manipule et traite les eaux usées, et ce particulièrement si l'épuration se produit à proximité des logements résidentiels. Les filtres plantés, à la différence des lagunes, ont prouvé que les odeurs émanant de la station d'épuration sont d'intensité très faible ou inexistante.
5. **S'accommoder aux variations de charge en eau usée** ; les stations extensives bien conçues ont montré une grande tolérance pour des charges variables en eau usée. Ceci est important car les changements des conditions climatiques, les variations dans l'approvisionnement en eaux usées, l'évolution du nombre de personnes ou les modifications dans la gestion des activités commerciales connectées à la station peuvent modifier fortement les taux de charge qui les alimentent.
6. **Réduire l'emprise au sol pour l'application de l'eau usée** : les stations d'épuration naturelles réduisent la concentration des polluants. Ainsi, la superficie nécessaire pour l'application d'eaux usées traitées à la sortie d'une station par filtre planté est inférieure à la superficie nécessaire pour une application directe des eaux usées.
7. **Réduire les sous produits qui nécessitent un traitement** ; dans les stations extensives, la quantité de sous produits résultant de l'épuration est minimale et relativement petite comparée aux traitements secondaires des stations intensives. Beaucoup de stations à faibles coûts ne produisent aucun résidu biosolides ou boues qui nécessitent des traitements ultérieurs et une évacuation.

8. **Apporter une valeur esthétique** : En fonction du dimensionnement et de la conception, de la localisation, et du type de végétation utilisé, les stations d'épuration à faible coût plus particulièrement les filtres plantés peuvent apporter au paysage une quote-part de couleur, texture, et de variété dans les plantes. Les stations d'épuration extensives peuvent fournir une plus valeur à l'espace vert d'une communauté, et inclure des opportunités d'aires récréatives publiques.
9. **Fournir un habitat pour la faune** ; les stations à faibles coût attirent une faune sauvage et peuvent agrémenter l'utilité et l'attractivité de la zone concernée

2.2.2 Les limitations et désavantages

Même à prix réduit et bien conçues les stations d'épuration extensives ont des limitations, et en particulier :

Avoir une capacité limitée dans l'abattement les coliformes fécaux : les stations naturelles peuvent réduire les coliformes fécaux d'au moins une unité logarithmique pour des eaux usées municipales typiques. Ces abattements peuvent être insuffisants dans certaines régions à respecter les normes de rejet et une désinfection additionnelle peut être nécessaire. La situation est redue plus compliquée car les oiseaux et toute la faune aux alentours produisent les coliformes fécaux et en alimentent la station naturelle.

Exiger un nettoyage périodique des boues déposées : la boue décantée et les matériaux inertes exigent un enlèvement périodique. Les stations d'épuration peuvent se remplir de solides ou les d'écoulement être sérieusement perturbés si la conception ne permet pas l'enlèvement des solides avant que l'eau usée n'entre dans le système. L'accumulation des boues sera plus importante sous des climats froids car l'activité microbienne y est réduite. Les processus exigent habituellement un curage annuel des dépôts accumulés de matière organique sur les surfaces d'infiltration des bassins.

Etre potentiellement cher à la construction : une topographie idéale et d'autres facteurs naturels tels que le type de sol peuvent rendre une station extensive peu coûteuse de construire ; à contrario, une mauvaise disposition paysagère peut augmenter les coûts de construction. Cela vaut particulièrement pour les marais artificiels où le changement de configuration de la terre, l'incorporation d'amendements au sol et/ou son recouvrement, l'ajout de pompes, etc. peuvent augmenter significativement les coûts de construction.

Etre affecté par les conditions atmosphériques saisonnières, qui peuvent réduire la fiabilité de traitement ; les conditions climatiques saisonnières, telles que le froid et la sécheresse, réduisent l'efficacité du système. Les fluctuations climatiques sont importantes à tenir compte lors du dimensionnement et du fonctionnement de telles stations de traitement. La diminution de la DBO, la DCO, et l'azote sont des processus biologiques et essentiellement continuellement renouvelables. Le phosphore, les métaux, et quelques produits organiques

persistants éliminés par le système sont liés dans les sédiments et s'accumulent avec le temps. Sous des climats froids, les basses températures de l'hiver réduisent le taux d'abattement de la DBO et des réactions biologiques responsables de la nitrification et de la dénitrification. L'augmentation du temps de détention peut compenser ces phénomènes, mais l'augmentation de taille induite pour des climats extrêmes et froids, peut ne pas être économiquement rentable ou techniquement faisable.

Présenter des problèmes d'odeur : les stations d'épuration extensives emploient souvent des étapes de traitement anaérobiques. Ces étapes peuvent donner lieu particulièrement dans les climats chauds, à des nuisances olfactives qui affectent le voisinage de proximité. Une distance adéquate par rapport aux habitations résidentielles est par conséquent recommandée.

Succomber à une surcharge de solides ou des niveaux d'ammoniacque : il peut être difficile commander ou prévoir le niveau d'ammoniacque dans les effluents d'une station extensive. De hauts niveaux d'ammoniacque durant un temps prolongé peuvent détruire la flore du système.

Enlever les nutriments utiles aux cultures ; les nutriments enlevés par les stations d'épuration à faible coût ne sont plus disponibles pour une réutilisation des effluents rejetés en agriculture ou pour l'épandage sur les terres.

Attirer la présence d'animaux et d'insectes indésirables : les moustiques et d'autres insectes vecteurs de maladies peuvent être un problème si la végétation émergente n'est pas contrôlée. Les animaux fouisseurs peuvent également être un problème par le creusement de galeries et terriers. Une population d'oiseau dans une grande station extensive peut avoir des impacts défavorables si un aéroport est proche.

Exiger une superficie par habitant élevée : le ratio m^2/EH , superficie par équivalent habitant, peut être grand et particulièrement si l'enlèvement d'azote ou de phosphore est exigé. Les systèmes de traitement intensifs, tels que les lits bactériens, les boues activées ou les bio-disques, sont efficaces en termes de conditions spatiales et requièrent de 0.5 à 1 m^2/EH . Les systèmes extensifs nécessitent en moyenne de 5 à 10 m^2/EH . D'autre part, les systèmes intensifs bénéficient des économies d'échelle pour les rendre économiquement réalisables et viables.

2.3 Références

REED, S.C., CRITES R.W., and MIDDLEBROOKS E.J. 1995. *Natural systems for waste management and treatment*. Second Edition, McGraw-Hill, Inc., 433 pp.

3. LES PRE-TRAITEMENTS POUR L'EPURATION COLLECTIVE

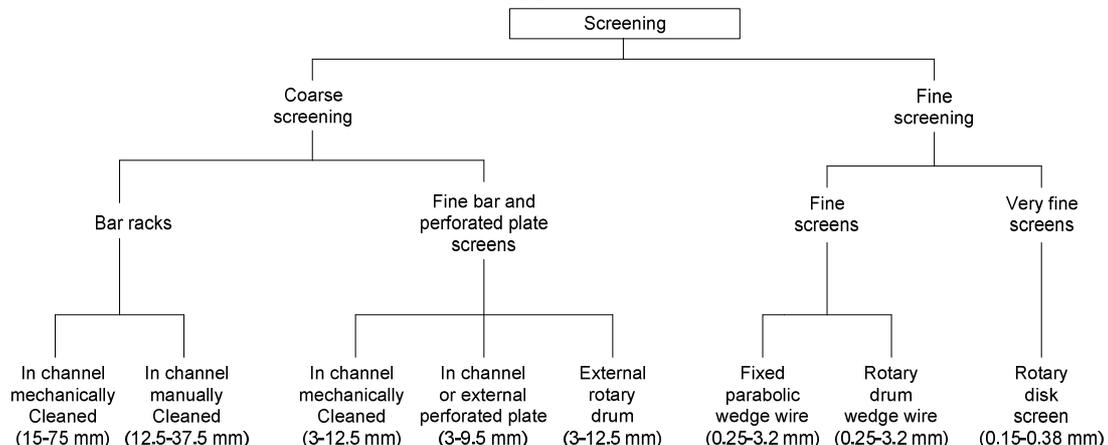
Le traitement préliminaire enlève les matériaux grossiers et autres grands matériaux solides souvent présents dans les eaux usées brutes. Enlever ces matériaux améliore l'opération et l'entretien des unités de traitement subséquentes. Les opérations de prétraitement incluent typiquement le tamisage des éléments grossiers, le dessablage et, dans certains cas, la lacération des grands objets. Dans les dessableurs, la vitesse de l'eau, ou de l'air lorsqu'il est employé, dans la chambre est maintenue suffisamment élevée pour empêcher le dépôt des solides organiques. Le dessablage n'est pas inclus comme étape préliminaire de traitement dans la plupart des petites unités de traitements des eaux usées. Les dilacérateurs sont parfois adoptés pour compléter le dégrillage et servent à réduire la taille des particules de grande dimension de sorte qu'elles soient enlevées sous forme de boues dans des processus de traitement ultérieurs. Le traitement préliminaire peut inclure des dispositifs de mesure de débit, souvent sous forme de Venturi à ciel ouvert. (FAO, 1992).

Les dispositifs de prétraitement préparatoire décrits ci-après ne sont toujours pas présents dans les stations d'épuration des eaux usées domestiques. La plupart des systèmes de traitement des eaux municipales incluent certains traitements préliminaires, à l'exception des plus petites stations d'épuration qui concernent moins de 500 à 1000 EH. Des dispositifs de déshuilage et de dégraissage sont spécifiquement utilisés pour les rejets d'eaux usées industrielles ou domestiques, à la sortie des industries ou des maisons et à l'amont du déversement dans le conduit d'égout.

3.1 Les dégrilleurs (grilles et tamis)

Les pièges à débris et grilles à large écartement enlèvent les matériaux bruts (roches, bois, feuilles, et d'autres débris) qui endommagerait les pompes et autre équipement, ou qui interférerait avec le mode opérationnel de la station d'épuration. La taille des trous ou l'écartement des grilles définit la fonction souhaitée du dispositif de criblage (voir le schéma 3 1).

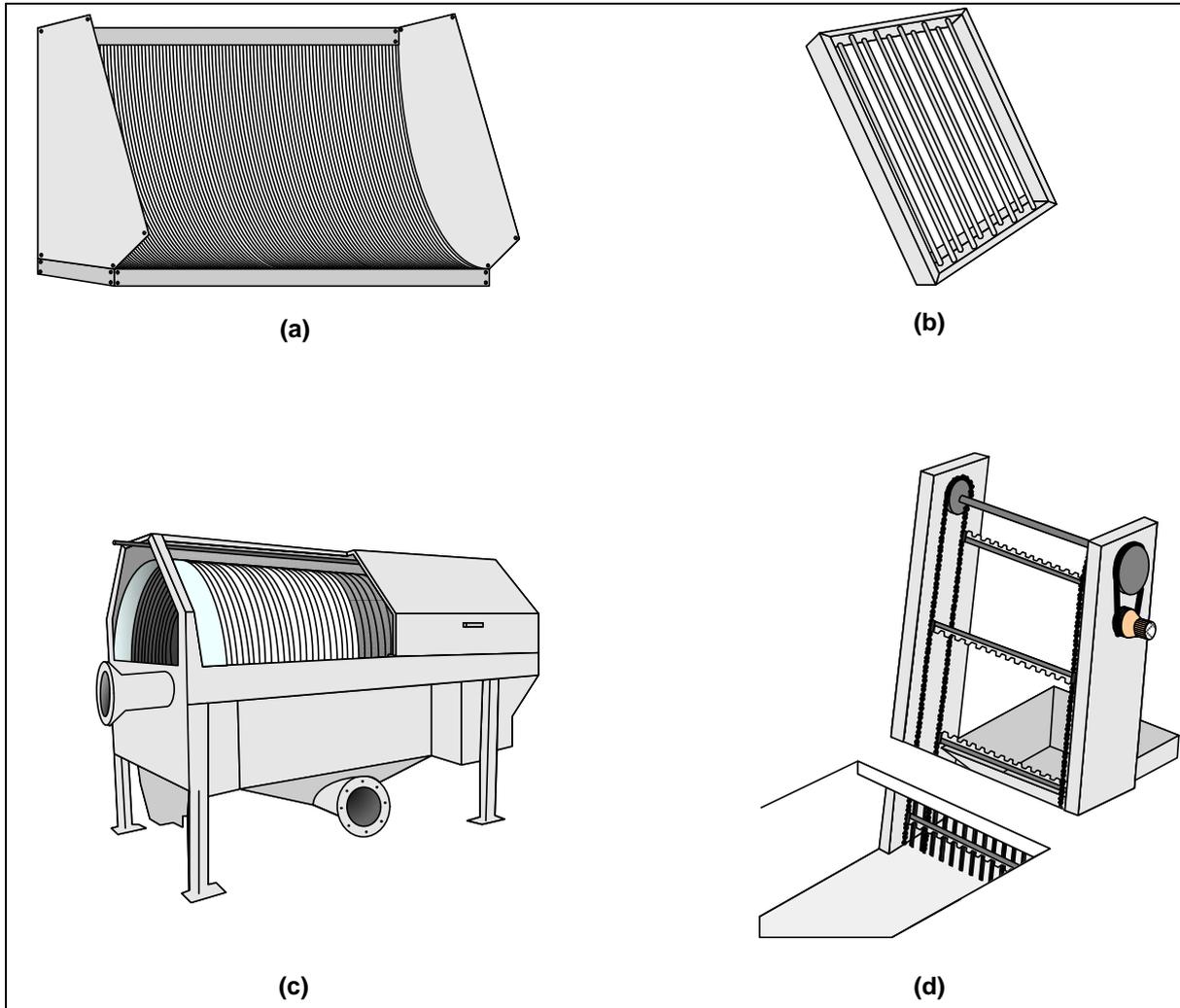
FIGURE 3-1 : TYPES DE DEGRILLAGE UTILISES POUR LE TRAITEMENT DES EAUX USEES



Source: Adapté de Crites and Tchobanoglous (1998)

Il y a de divers types de dispositifs de tamisage : des grilles à barreaux larges aux tamis les plus fins, manuels ou mécaniques (voir Figure 3-2). Tous les objets sont enlevés par une séparation physique de taille ; s'ils sont trop petits, ils traversent le grillage et s'ils sont trop grands, ils sont arrêtés.

FIGURE 3-2 : LES SYSTEMES DE DEGRILLAGE POUR LES STATIONS D'EPURATION



(a) Grille parabolique plate, (b) grille à barreaux, (c) tamis à tambour tournant, et (d) support mécanique de grilles

Pour traiter l'eau usée à son débit de pointe (Q_P), l'écran doit être incliné (parfois courbé ou circulaire) et sa surface totale (A_{total}) doit être égale à : (Weber et al., 2002) :

$$A = \frac{Q_P}{v \cdot R_{grid} \cdot (1 - F_{clog})} \quad (E. 1)$$

Où:

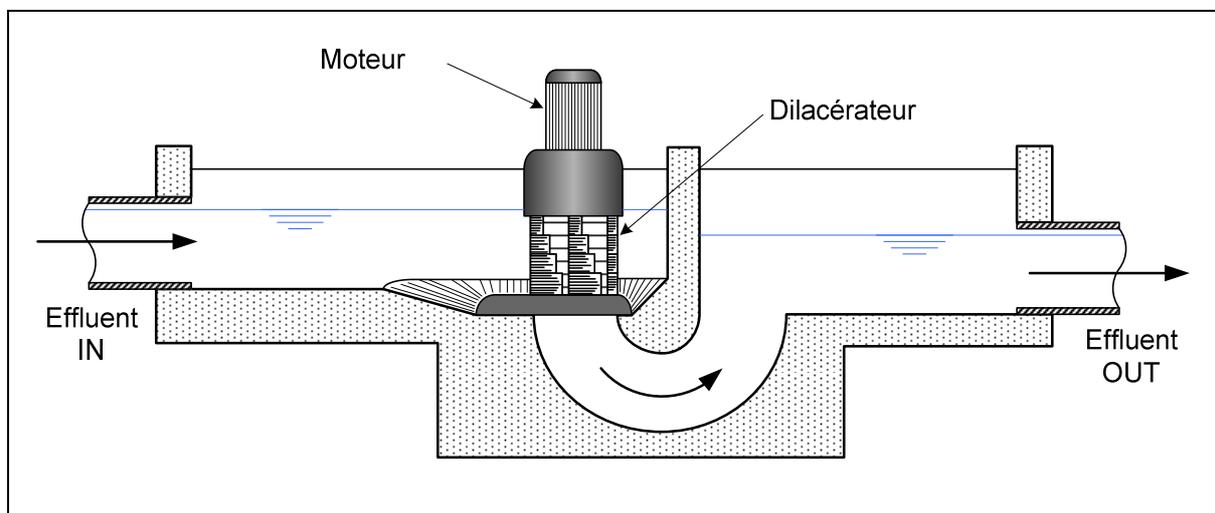
- La vitesse moyenne (v) de l'eau usée dans les cellules du grillage :
 - généralement 0,6 m/s (jusqu'à 1 m/s au Vietnam)
 - si $v > 0,7$ m/s : les déchets solides peuvent passer au travers du grillage
 - si $v < 0,6$ m/s : les particules sableuses se déposent
- Le facteur de colmatage F_{clog} : 0,4-0,5 pour les dispositifs mécaniques, 0,1-0,3 pour les dispositifs manuels ; et
-

$$\text{LE TAUX DE QUADRILLAGE: } R_{Grid} = \frac{A_{free}}{A_{total}} \quad (\text{E. 2})$$

3.2 Les dilacérateurs

Les solides tels que des tampons, des serviettes sanitaires, des matériaux en plastique jetables, des couches-culottes et d'autres solides deviennent fréquents dans les eaux usées. Cribler ou réduire dans la taille de ces solides est nécessaire pour éviter d'obstruer les pompes et tout autre équipement de traitement. Afin d'éliminer les problèmes liés à la collecte, l'enlèvement, le stockage, et à la manutention, les dispositifs de criblages sont installés pour une interception, un déchiquetage et une réduction en petits morceaux en continu des grands matériels flottants dans le débit entrant des eaux usées. Ces dispositifs de déchiquetage et découpage s'appellent les dilacérateurs (voir la figure 3-3).

FIGURE 3-3 : INSTANTANÉ CLASSIQUE DE DILACÉRATEUR



Les dilacérateurs sont généralement utilisés là où il est impossible ou non économique d'enlever les solides de grandes dimensions et où il manque d'autres options possibles de mise en œuvre. Même avec des installations de dégrillage, quelques solides passent inévitablement au travers, et un dilacérateur peut être utile comme protection. Alternativement, certaines stations de traitement utilisent les solides dans des procédés de digestion et ont besoin d'installations qui réduisent la taille des déchets, tels les dilacérateurs, et pas de dégrilleurs classiques qui les enlèvent du système.

3.3 Les dessableurs

Les gravillons sont la matière inerte la plus lourde dans les eaux usées, qui ne se décomposera pas dans des processus d'épuration. Seules les particules sableuses avec un diamètre supérieur à 0.2 millimètres seront retenues par l'installation pour éviter de retenir du matériel qui soit biodégradable dans les étapes ultérieures. Les dessableurs sont installés après les dégrilleurs et dilacérateurs, et avant le pompage des eaux usées brutes dans la station d'épuration. .

3.3.1 Le dessableur à écoulement horizontal

Dans de petites installations, les sables sont enlevés par élargissement du canal qui diminue la vitesse moyenne du liquide à 0,3 m/s. Cette vitesse réduite permet au sable de se déposer dans le fond de canal ou du réservoir, tout en maintenant les solides organiques plus légers en suspension. Les particules sableuses sont décantées dans une gouttière au fond du système. Les gravillons sont collectés manuellement ou mécaniquement avec une pelle de forme particulière (adaptée à la forme du canal).

3.3.2 Le dessableur circulaire

Les dessableurs circulaire sont des dispositifs cylindrique-coniques avec un diamètre de 3 à 8 m avec d'une profondeur liquide de 3 à 5 m. L'eau usée est introduite tangentiellement dans la chambre de dessablage circulaire pour induire un mouvement circulaire de l'eau (voir Figure 3-4). Un mélangeur entretient le mouvement circulaire et maintient la vitesse d'écoulement pendant les périodes de faible débit. Le dispositif d'écoulement en spirale et la force centrifuge déplacent le sable et les particules lourdes sur les parois périphériques et vers la trémie centrale du dessableur. De là, ils peuvent être enlevés par une pompe centrifuge ou un flux d'air ascendant dans une conduite ou directement dans un séparateur. L'eau usée débarrassée de ses particules grossières est déversée par une conduite de sortie située au-dessus de la conduite entrante.

3.3.3 Dessableur rectangulaire aérée

Habituellement, les dessableurs rectangulaires aérées ou les canaux aérés sont utilisés dans les plus grandes installations d'épuration. Les canaux aérés sont longs, étroits, et relativement profonds. Comme leur nom l'indique, les aérateurs diffusent des bulles grossières et produisent un mouvement de roulement, qui est perpendiculaire à l'écoulement des eaux usées. La particule sableuse est détachée de la matière organique par l'écoulement turbulent, et est collectée dans une gouttière (voir la Figure 3-5) au fond du système ; elle peut être collecté ensuite avec un pont roulant par exemple. Ces systèmes permettent également une pré-aération de l'eau usée et ils éliminent les huiles et les graisses qui se séparent par flottation ; elles sont enlevées par un écrémage en surface. Ils ont la double fonction de dessableur/ dégraisseur.

FIGURE 3-4 : DESSABLEUR CIRCULAIRE

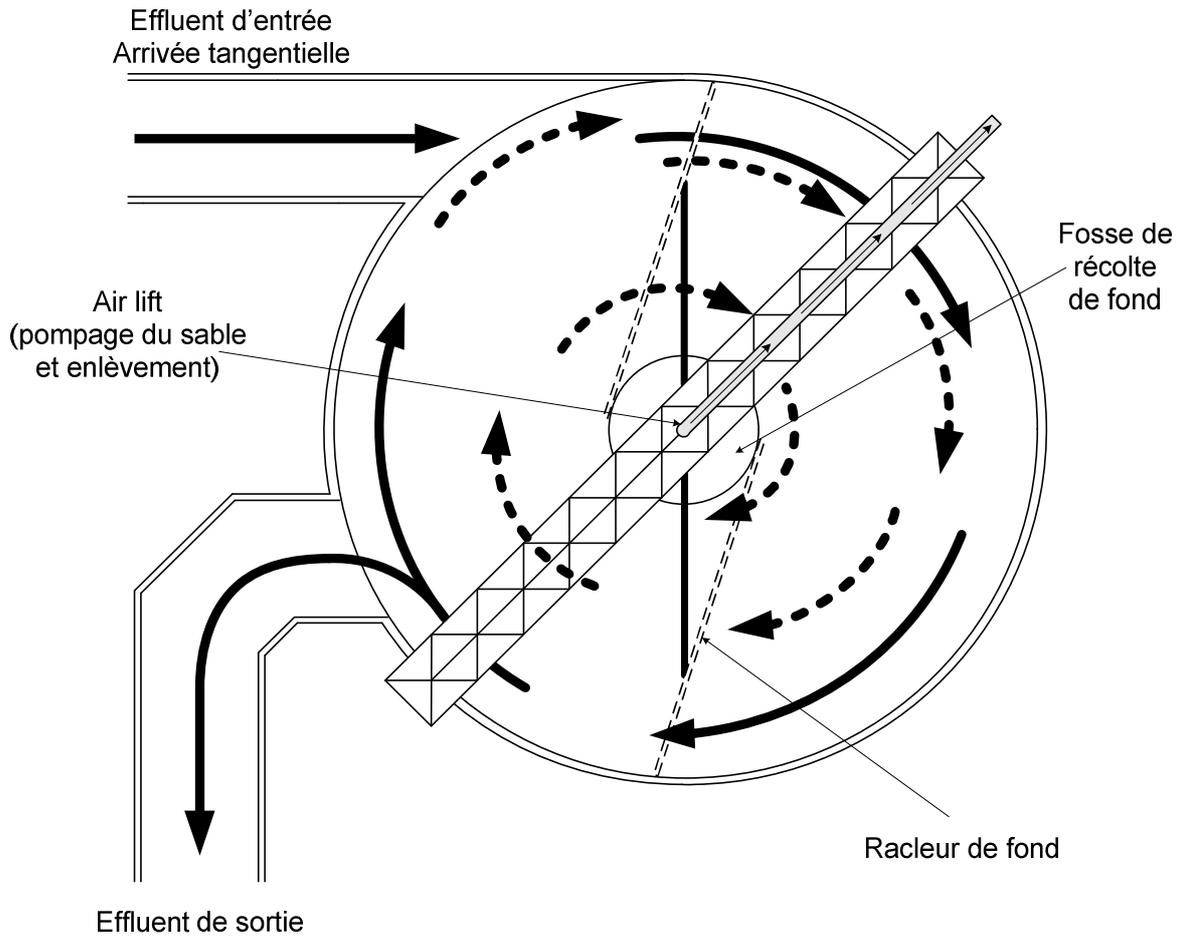
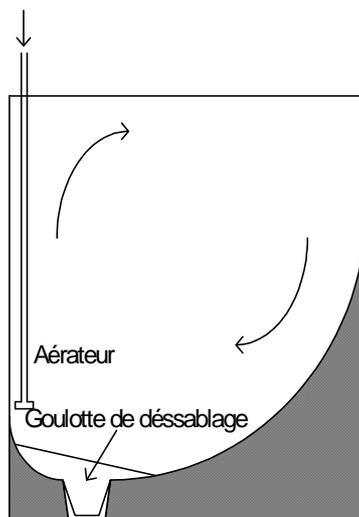


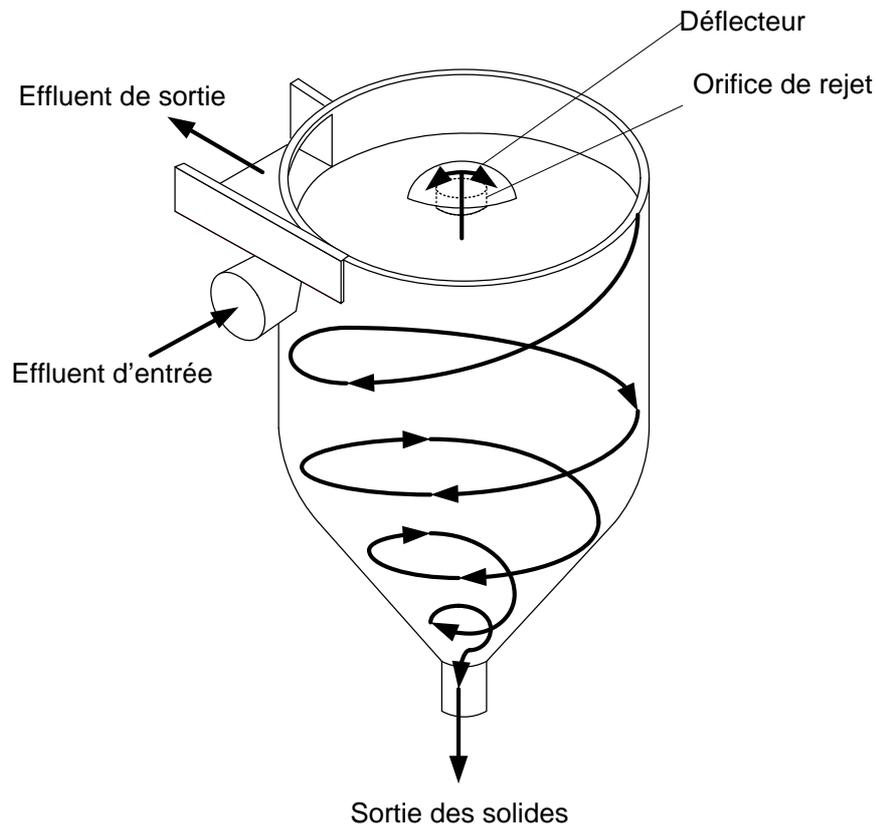
FIGURE 3-5 : DESSABLEUR AERE



3.3.4 Les hydrocyclones

L'hydrocyclone est un dessableur de type vortex, qui utilise également l'action combinée de la pesanteur et de la force centrifuge ; ils sont principalement utilisés en industries (Voir Figure 3-6).

FIGURE 3-6 : DESSABLEUR DE TYPE VORTEX (HYDROCYCLONE)



3.4 Les déshuileurs et dégraisseurs

L'enlèvement des huiles et graisses consiste à séparer dans des larges réservoirs les produits qui ont une plus faible densité que l'eau, naturellement ou par flottaison forcée. Les *graisses* comprennent les produits ou les substances qui peuvent solidifier; elles sont de sources animales ou végétales et peuvent s'agglomérer avec les solides en suspension. Les congglomérats doivent être désagrégés pour libérer la graisse et pour permettre la flottaison. Cette technique de séparation permet de collecter, en plus des graisses, les produits flottants tels que les débris animaux ou végétaux, les savons, les mousses, les écumes, les détergents, les plastiques, etc. Les *huiles* sont constituées des produits liquides tels que les huiles végétales, les huiles minérales, et les hydrocarbures légers.

3.4.1 Le principe de fonctionnement

La récupération des graisses peut être une opération manuelle (voir Figure 3-7). La Figure 3-8 montre un système plus complexe d'enlèvement de graisse avec un mélangeur aéré de type vortex.

FIGURE 3-7 : DEGRAISSEUR RECTANGULAIRE CLASSIQUE SIMPLE

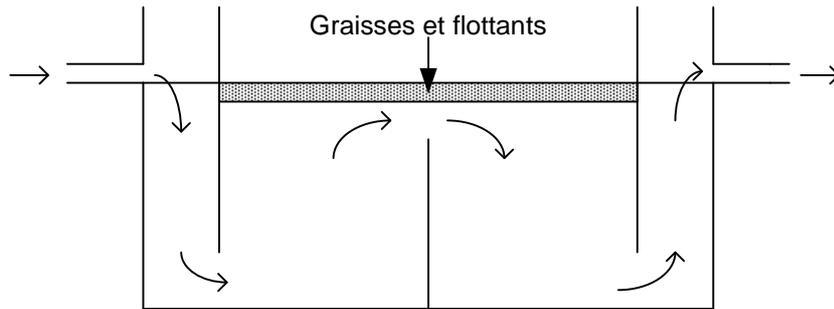
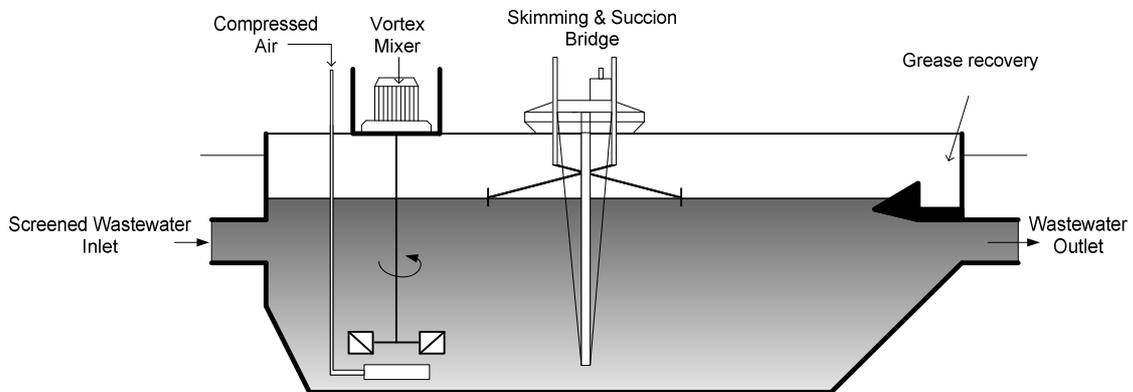
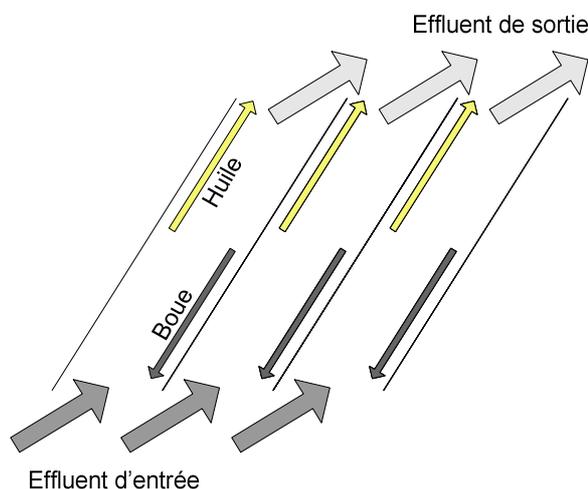


FIGURE 3-8 : DEGRAISSEUR RECTANGULAIRE AVEC MELANGEUR VORTEX AERE



Dans les déshuileurs, la sédimentation lamellaire est assurée par une série de plateaux en plastique inclinés verticalement et espacés de quelques centimètres ; ce système permet de réduire de manière significative le temps de rétention et de créer un espace tranquille (voir Figure 3-9).

FIGURE 3-9 : DESHUIEUR



3.4.2 Calcul de déshuilage

Le fluide coule avec une vitesse d'avancement de $v_f = \frac{Q}{h.l}$ (écoulement laminaire) qui charrie les particules. Puisque la particule a une vitesse verticale ascendante, elle se déplace en suivant une direction résultante. Pour que la deuxième cloison arrête la particule, le temps t_p requis pour faire le déplacement h doit être égal au temps t_f pour parcourir la distance (L) entre les deux cloisons :

$$t_f = t_p \Rightarrow \frac{h}{v_p} = \frac{L}{v_f} = \frac{L \cdot h \cdot l}{Q} \Rightarrow L \cdot l = S = \frac{Q}{v_p} \quad (\text{E. 3})$$

Où :

- L = distance entre les cloisons [m]
- S = surface de séparation [m²]
- h = hauteur d'huile située à une certaine profondeur (h) de la première cloison [m]
- $h.l$ = section d'écoulement [m²]
- t_p = temps nécessaire pour le déplacement vertical h [s]
- t_f = temps nécessaire pour le déplacement horizontal L [s]
- v_p = vitesse verticale ascendante d'une particule d'huile dans le fluide [m/s]
- Q = débit d'eau usée à traiter [m³/s]

Pour traiter le débit (maximum) Q d'eau usée, la chambre de séparation a besoin d'une surface minimum (S) égale au débit Q divisé par la vitesse verticale de la

particule dans le v_p liquide. La vitesse verticale utilisée dans les calculs sera la vitesse verticale la plus lente parmi toutes les particules à attraper. La profondeur h sous les cloisons et les valeurs relatives de L entre les cloisons, et de l (la forme générale) n'affectent pas a priori la séparation.

Exemple

TABLEAU 3-1 : POLLUANTS CARACTERISTIQUES D'EAUX USEES INDUSTRIELLES

Produit	Densité (Kg/L)	Vitesse de déplacement verticale (m/h)	Surface de séparation spécifique S' (m ²)	Temps de passage dans la chambre de séparation (min)
Essence	0,75	22,5	0,16	2
Pétrole	0,80	18,0	0,20	2
Diesel	0,85	13,5	0,27	3
Huile de lubrification	0,90	9,0	0,40	4

La surface spécifique de séparation S' est la surface d'une chambre capable traiter un débit d'eau usée de 1L/s (10^{-3} m³/s). Par exemple pour l'essence:

$$S' = \frac{Q}{v_p} = \frac{10^{-3}}{v_p} \Rightarrow S' = \frac{10^{-3} \cdot 3600}{22.5} = 0,16m^2 \quad (\text{E. 4})$$

La surface spécifique de séparation pour la boue est d'environ 0,1m². La surface de la chambre de déshuilage est plus grande que la surface de la chambre de séparation pour la boue et sera ainsi suffisante pour que les boues décantent également.

Le tableau 3-2 montre les données d'une station de lavage de voitures, pour des particules de diamètre > 0,25 mm :

TABLEAU 3-2 : CARACTÉRISTIQUES DE POLLUANT D'UNE STATION DE LAVAGE AUTOMOBILE

	Par voiture	Par bus, camion, tracteur, ...
Volume d'huile (L)	1	2
Volume de boue (L)	10	20

La station de lavage de voiture a une surface de 60 m² et de 4 bouches d'alimentation en eau : 2 x robinets de 20 mm de diamètre (chacun de 0.6 L/s) ; 1 x robinet de 12 mm de diamètre (0,4L/s) ; et 1 pompe de lavage avec 4 pulvérisateurs (chacun de 0,5L/s)). La station lave 400 voitures et 30 camions par mois. Un volume de sûreté de 100 L sera pris pour le collecteur d'huile.

Débit Maximum d'eau usée:

- Eau de pluie: $60 \cdot 0.02 = 1.2$ L/s

- 2 robinets de $\varnothing 20\text{mm}$: $2 \cdot 0.6 = 1.2 \text{ L/s}$
- 1 robinet de $\varnothing 12\text{mm}$: 0.4 L/s
- Pompe de lavage : $4 \cdot 0.5 = 2 \text{ L/s}$
- Total : $Q = 4.8 \text{ L/s}$

Dimensionnement de la chambre de séparation:

La chambre de séparation est dimensionnée pour la particule ayant la vitesse verticale la plus lente (huile de lubrification).

- $S = S' \cdot Q = 0,4 \cdot 4,8 = 1,92 \text{ m}^2$
- Volume = $4,8 \cdot 240 = 1152 \text{ L}$ or $1,152 \text{ m}^3$
- Nous faisons l'hypothèse d'une longueur de $1,9 \text{ m}$; d'une largeur de 1 m et une différence de $0,26 \text{ m}$ entre le fond des deux cloisons.
- $h' = 1,152/1,92 = 0,6 \text{ m}$
- Hauteur totale = $0,6 + (0,26/2) = 0,73 \text{ m}$

Dimensionnement du collecteur d'huile:

- Volume de sécurité = 100 L
- 400 voitures = $1 \cdot 400 = 400 \text{ L}$
- 30 camions = $2 \cdot 30 = 60 \text{ L}$
- Volume d'huile total = 560 L
- Hauteur du collecteur d'huile = $0,560/(1 \times 1,9) = 0.3 \text{ m}$

Dimensionnement de la chambre de décantation des boues:

- 400 voitures = $10 \cdot 400 = 4000 \text{ L}$
- 30 camions = $30 \cdot 20 = 600 \text{ L}$
- Volume total = $4,6 \text{ m}^3$
- Hauteur : si les chambres d'admission et de sortie ont une largeur de $0,15 \text{ m}$ (aire opérationnelle de $2,3 \text{ m}^2$), la taille résultante de chambre de décantation sera égale à 2 m ($4,6/2,3$). Il serait donc plus approprié de concevoir une chambre de décantation des boues qui serait située juste avant le déshuileur et de concevoir une chambre de taille seulement de $0,15 \text{ m}$ pour le déshuileur.

La hauteur totale du déshuileur sera égale à $1,18 \text{ m}$ ($0,73+0,3+0,15$).

3.5 Egalisation

La pollution engendrée par l'activité humaine présente rarement un écoulement ou une concentration constante. Le débit et la concentration des eaux usées domestiques et industrielles changent constamment. Les différents traitements d'épuration des eaux usées, et particulièrement les traitements biologiques, ne tolèrent pas bien ces variations. Les processus d'épuration des eaux usées fonctionnent mieux dans des conditions uniformes. Des chocs administrés aux

bio-processeurs sous formes de changements soudains dans les concentrations des nutriments peuvent causer des perturbations et contre-performances. Si les concentrations ou les débits varient fortement, les dosages pour les traitements d'épuration doivent être constamment ajustés.

Dans station d'épuration, il est généralement recommandé de d'égaliser les débits ou les concentrations, ou les deux afin de :

- Éviter des pics de concentration brusques sur les systèmes biologiques ;
- Tamponner les constituants de l'eau et réduire l'utilisation de produits chimiques ;
- Fournir un débit constant d'eau usée aux installations même lorsque le débit d'entrée est nul;
- Éviter de court-circuiter la station d'épuration durant les fortes pluies;
- Déverser un effluent régulier dans l'environnement récepteur et diminuer le risque d'être au-delà des normes de rejet.

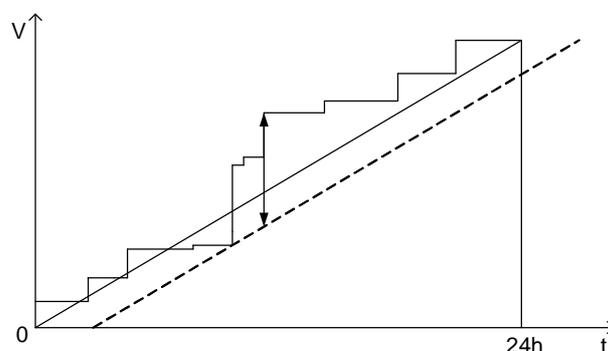
Il y a deux types de bassins d'égalisation :

- L'égalisation de débit, à niveau constant
- L'égalisation de concentration, à niveau variable

3.5.1 Egalisation du débit

L'égalisation du débit se fait par l'accumulation de l'eau usée dans un réservoir qui tamponne les variations de débit et de délivrer ensuite l'eau usée par une pompe à un débit constant. En cumulant les volumes d'eau usée tout au long d'un cycle complet de production (généralement 24 heures ou 1 semaine), puis en divisant la quantité totale d'eau usée par temps d'accumulation détermine le débit constant de la pompe. Graphiquement, ce débit est obtenu en joignant les deux extrémités de l'hydrogramme cumulé (volumes cumulés en fonction du temps). La pente de la droite joignant les deux extrémités (le trait plein de la Figure 3-10) donne le débit à appliquer à la pompe. Cette ligne représente aussi la vidange du réservoir tampon ; ainsi, cette ligne doit toujours être au-dessous de l'hydrogramme pour éviter que le bassin d'égalisation ne soit vidé.

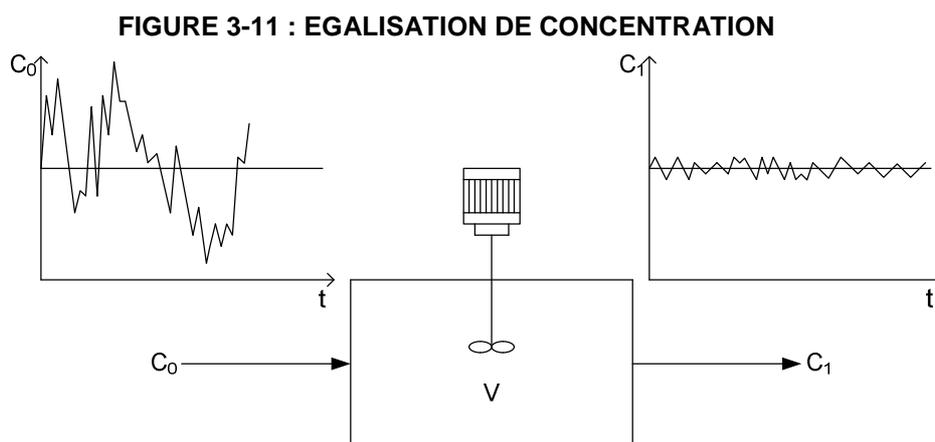
FIGURE 3-10 : HYDROGRAPHE



La ligne peut être translatée horizontalement pour être tangente au point le plus bas de l'hydrogramme. Sur la Figure 3-10, la ligne de tangente correspond à la ligne pointillée. Le volume du réservoir d'égalisation ou du bassin tampon est égal à l'espace vertical maximal entre la ligne tracée en pointillé et l'hydrogramme.

3.5.2 L'égalisation de la concentration

La Figure 3-11 montre le principe de l'égalisation de concentration : les variations de pH peuvent être régulées de la même manière par une « auto-neutralisation » des eaux d'égout. La plupart du temps, cependant, le pH doit être suivi par une sonde de pH et être puis neutralisée dans le bassin tampon par l'ajout d'un réactif approprié (hydroxyde de sodium, carbonate de potassium, hydroxyde de calcium, acides, etc.). De tels systèmes concernent les eaux usées industrielles.



3.6 Les mesures de débit

La connaissance du débit d'eau usée est l'un des paramètres les plus importants pour la conception et le dimensionnement d'une station d'épuration collective. Les stations d'épuration doivent avoir un dispositif efficace de mesure des débits. Ces dispositifs doivent mesurer au moins le débit d'eau d'entrée dans la station et le débit de sortie, mais aussi prendre en compte le débit du bassin d'égalisation, les flux de recirculation, les soutirages latéraux et la purge des boues du traitement des eaux usées.

Les appareils de mesure communs pour les stations d'épuration sont les jauges Parshall, jauge de Palmer-Bowlus, le mesureur de débit Venturi, les déversoirs particuliers pour les canaux ouverts, des mètres magnétiques, etc. Les déversoirs et les jauges sont les dispositifs les plus communs parce qu'ils offrent une méthode simple de mesurer le débit ; certains sont présentés ci-dessous.

Les déversoirs rectangulaires : le débit (Q , en m^3/s) dans le déversoir rectangulaire (voir la Figure 3-12) est lié à la hauteur (h , en m) par l'équation de Kindyater-Carter (ISO, 1980) :

$$Q = C_e \frac{2}{3} \sqrt{2g} (b + K_b) (h + K_h)^{\frac{3}{2}} \quad (\text{E. 5})$$

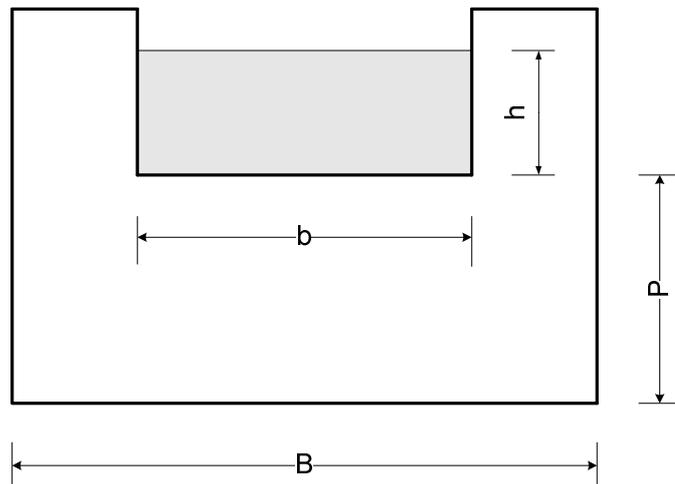
Où:

Q = Débit [m^3 /s].

C_e = coefficient de débit [m^2].

- g = gravité [m/s^2].
- b = largeur de l'ouverture [m].
- h = la hauteur d'eau dans l'ouverture [m].
- K_B et K_h = paramètres correctifs dus à la viscosité et à la tension superficielle.

FIGURE 3-12 : DEVERSOIR RECTANGULAIRE



La somme $b + K_B$ est la largeur effective et la somme $h + K_h$ est la hauteur effective du déversoir rectangulaire. Le coefficient de débit (c_e) est une fonction de b/B et de h/P .

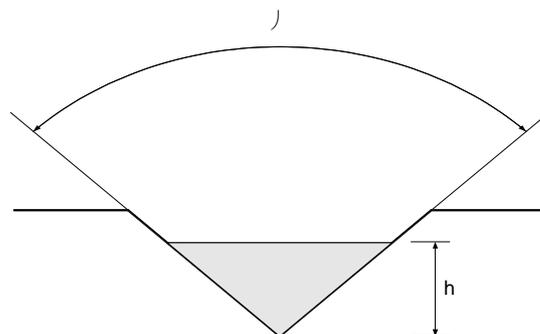
La hauteur d'eau (h) doit être mesurée en amont du déversoir à une distance au moins d'égal à 4 fois la hauteur d'eau. La face aval du déversoir ne doit pas être en contact avec l'eau (éviter une nappe adhérente). Selon ISO (1980), la largeur d'ouverture (b) et la largeur du canal (B) doivent être égales ou plus grand que, 0,15 m, le rapport b/B , le rapport h/P doit être compris entre 0 et 2,5, et la hauteur de l'ouverture P mesurée à partir du fond en amont du déversoir jusqu'à son ouverture doit être égale ou plus grande que 0,1m.

Les déversoirs triangulaires: l'écoulement (Q) dans le déversoir triangulaire (voir la Figure 3-13) est lié à la hauteur de l'eau (h) comme suit

$$Q = a \cdot h^b \quad (\text{E. 6})$$

$$Q = 1.32 \cdot tg \frac{\alpha}{2} \cdot h^{2.47} \quad (\text{E. 7})$$

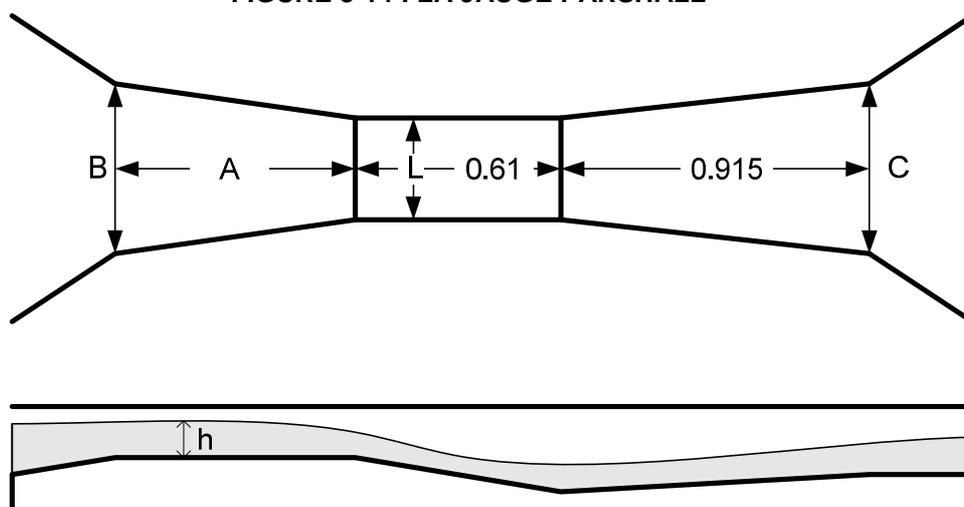
FIGURE 3-13 : DEVERSOIR TRIANGULAIRE



L'équation E.6, où $a = 1,32 \operatorname{tg}(\alpha/2)$ et $b = 2,47$, est une équation simplifiée qui est couramment utilisée pour déterminer le débit dans les déversoirs triangulaires. Dans la pratique, il est conseillé de calibrer plusieurs fois le déversoir afin de déterminer les paramètres a et b en conditions de fonctionnement (Laborde, 2000).

Les jauges Parshall : La jauge Parshall (voir le Figure 3-14) crée un écoulement critique où le rapport entre le débit (Q) et la hauteur (h) est une correspondance linéaire et dépend uniquement des dimensions géométriques du dispositif. Chaque correspondance est fournie avec chaque jauge.

FIGURE 3-14 : LA JAUGE PARSHALL



L'écoulement critique est créé en rétrécissant le filet liquide ou en augmentant la profondeur ou les deux simultanément. Les dimensions d'une jauge Parshall sont une fonction de la largeur de gorge (L) :

$$A = 0,49L + 1,194 \quad (\text{E. 8})$$

$$B = 1,196L + 0,479 \quad (\text{E. 9})$$

$$C = L + 0,305 \quad (\text{E. 10})$$

Où A , B , C , et L sont exprimés en mètres.

Le débit (Q en m^3/s) est une fonction de la largeur de gorge (L) et de la profondeur de l'eau (h) :

$$Q = 0,372L \cdot (3,28h)^x \quad (\text{E. 11})$$

L'exposant (x) dépend de la largeur de gorge de la jauge :

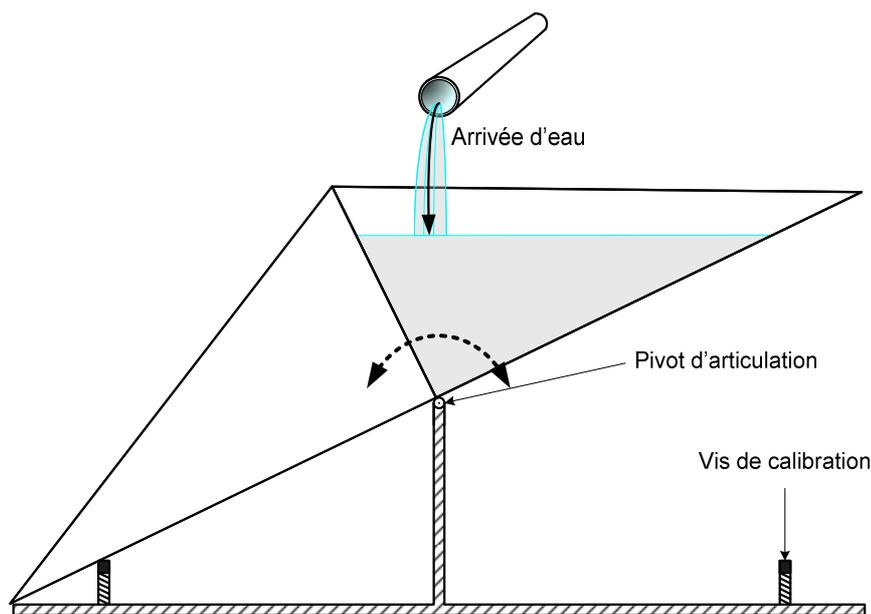
L [m]	0,2	0,6	0,8	1,0	2,6
x	1,506	1,548	1,560	1,569	1,609

Dans la pratique, ces formules doivent souvent être ajustées parce que la théorie peut légèrement différer des conditions réelles de fonctionnement (Laborde, 2000).

3.7 Le fractionnement du débit

Un auget basculant (voir la Figure 3-15) peut être utilisé afin de séparer équitablement un écoulement. Il consiste dans des deux augets (réservoirs) équilibrés qui s'inclinent dans les deux sens pendant qu'ils sont remplis à leur tour par les eaux usées et déversent alternativement d'un côté et puis de l'autre. La géométrie du système est prévue pour que le premier auget bascule lorsqu'il est rempli d'un volume d'eau bien précis, il déverse son contenant dans un canal, pendant que l'autre auget se remplit à son tour. Lorsque le deuxième auget est rempli du même volume précis, il rebascule en position initiale, et déverse de son côté les eaux usées dans le second canal pendant que le premier auget recommence à se remplir. Un auget basculant peut également être employé pour mesurer des petits débits par comptabilisation du nombre de fois que l'auget est vidé pendant sur intervalle de temps connu.

FIGURE 3-15 : AUGET BASCULANT



3.8 Les bassins d'orage

Dans un réseau d'égout unitaire, durant les épisodes orageux, le bassin d'orage désigne les unités qui évacuent l'excès d'eau en dehors de la station de traitement des eaux usées, en recevant un traitement minimal (dépôts) avant le rejet dans l'environnement. Généralement durant les fortes pluies, l'eau pluviale mélangée aux eaux usées dans l'égout unitaire, est détournée dans un bassin d'orage et quand le bassin d'orage est totalement rempli, il commence à se déverser dans l'environnement par débordement. Lorsque la pluie cesse, l'eau

stockée dans le bassin orage est lentement pompée vers l'installation d'épuration en combinaison au débit normal des eaux usées qui continuent à alimenter la station.

3.9 Le pompage

Très fréquemment, l'eau usée doit être pompée de son point d'entrée jusqu'aux installations de traitements. Les équipements de pompage font souvent partie des ouvrages de tête (EPA, 1977). Il existe beaucoup de pompes différentes et de systèmes de pompage pour élever le niveau de l'eau (pompes submersibles, pompes verticales, vis d'Archimède, etc.). Le système de pompage choisi doit rencontrer les conditions variables à l'entrée de la station, induites par la différence dans les niveaux, en plus de toutes les pertes de charge dans la station. Les pertes de charge dans les canalisations, qui dépendent des variations de débit durant toute la vie du système de pompage, incluent le frottement et les pertes aux entrées, aux sorties, aux valves, aux appareils de mesure, aux coudes, aux courbures, aux pièces en « T », aux réducteurs, et à tous les autres endroits ou sections transversales où l'écoulement change de direction (EPA, 1977).

3.10 Références

CRITES, R., and TCHOBANOGLIOUS, G., 1998. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. 4th edition, McGraw-Hill, New York, N.Y. 1064 p.

EPA, 1977. *Process Design Manual Wastewater treatment facilities for sewered small communities*. EPA-625/1-77-009. Ohio, Cincinnati. U.S. EPA, Office of Technology and Transfer.

FAO, 1992. *Wastewater treatment and use in agriculture*. M.B. Pescod. Irrigation and drainage paper 47. FAO, Rome. 125 p.

ISO (1980). International Organization of Standards. ISO 1438/1-1980(E). *Water flow measurement in open channels using weirs and venturi flumes - Part 1: Thin plate weirs*. 1980.

LABORDE, J-P., 2000. *Éléments d'hydrologie de surface*. Université de Nice - Sophia Antipolis. 204 p.

WEBER, R., VANDEVENNE, L., and EDELINE, F., 2002. *Traitement biologique et physico-chimique des eaux usées*. Lecture notes.

4. LES SYSTEMES COLLECTIFS

4.1 Lagunage ou Bassins de stabilisation

Le lagunage est un ensemble de bassins ou lagunes construit(e)s, habituellement rectangulaires, larges et peu profond(e)s alimentés en continu par un débit d'eaux usées. Les bassins de stabilisation sont largement utilisés en Amérique du nord et en Europe. Ils constituent très souvent une technique appropriée au traitement des eaux usées dans les pays en développement à climat chauds. L'action naturelle combinée de la chaleur et de la radiation solaire favorise une croissance rapide des micro-organismes (principalement bactériens et de micro-algues) qui réduisent la DBO par des processus aérobie et anaérobie. Le processus se déroule selon un cycle naturel, continu et vivant.

Le traitement est généralement assuré par deux bassins ou plus. L'agencement alterné de la taille et de la profondeur des bassins promeut des activités bactériennes aérobiques ou anaérobiques. Dans une séquence de traitement, chaque lagune a son importance et est dimensionnée en fonction des objectifs ou des éléments à épurer en particulier. L'effluent final est riche en nutriments, du à sa teneur élevée en algues, mais a une faible teneur en pathogènes et organismes fécaux (Mara et al. 1992; Mara and Pearson, 1987; U.S. EPA, 1977a).

Les bassins de stabilisation sont **faciles à construire**, des **technologies à faible coût, résistant** et à **haut rendements épuratoires**.

Facile à construire : Les travaux se résument à des aménagements de terrassement, les autres travaux de génie civil sont minimaux. Ils consistent aux traitements préliminaires, entrée et sortie des eaux, protection des berges et, si nécessaire, une membrane d'étanchéité.

Technologie à faible coût : le lagunage est généralement moins couteux que d'autre traitement par la simplicité de son procédé. Il ne requière pas des matériels électromécaniques couteux et utilise peu d'énergie électrique. Des ouvriers peu qualifiés, moyennant une supervision attentive, peuvent en assurer le suivi et la maintenance. Les superficies nécessaires et le coût des terrains disponibles peuvent être les seuls désavantages de cette technique.

Résistant : Les bassins de stabilisation peuvent tolérer des fortes teneurs en métaux lourds (jusque 30 mg L⁻¹). Ils peuvent aussi absorber d'importantes variations de charges organiques et hydrauliques (Mara & Pearson, 1986).

Haut rendement épuratoire : une série de lagunes correctement dimensionnées peut réduire plus de 90% de la DBO, 70-90% de l'Azote et 30-50% de Phosphore.

Les bassins de stabilisation sont particulièrement efficaces pour les abattements de pathogènes, par contraste avec tous les autres procédés de traitement qui sont inefficaces et nécessitent un traitement tertiaire tel que la chloration, l'ozonation, les UV, etc. pour détruire les bactéries fécales. Généralement, un

dimensionnement approprié peut les réduire de cinq unités logarithmiques et atteindre les recommandations de l'OMS pour une utilisation non restrictive en irrigation (Mara et al. 1992; WHO, 2006; WHO, 1992).

L'abattement des matières en suspension par contre est moindre que dans la majorité des autres traitements. Ces moins bonnes performances sont dues à la présence d'algues dans l'effluent final, mais ne doivent pas être considérées comme alarmantes, sachant que les algues sont une forme de matières en suspension bien différente de celles contenues dans les effluents secondaires classiques. Le temps de rétention prolongé peut aussi être considéré comme un désavantage, dans le cas où les volumes à traiter sont importants, ce qui engendre de grandes superficies nécessaires qui peuvent être coûteuses.

4.1.1 Les types de bassins et mécanismes de traitement

Les trois types de bassins successifs sont :

- bassin anaérobie et/ou un bassin aéré
- bassin facultatif
- bassin de finition ou de maturation/bassin aéré

Les bassins aérobie et facultatif réduisent la DBO et les bassins de finition éliminent les pathogènes. (Pour lesquels les coliformes fécaux sont communément utilisés comme indicateurs). Une partie de la DBO est néanmoins réduite dans les bassins de finition. De même, les bassins aérobie et facultatif interviennent aussi dans les abattements de pathogènes et de nutriments.

Les bassins anaérobies sont principalement avantageux pour traiter des eaux usées chargées ayant une concentration en solides en suspension élevée. Ils n'ont pas d'oxygène dissous et ne contiennent que très peu d'algues.

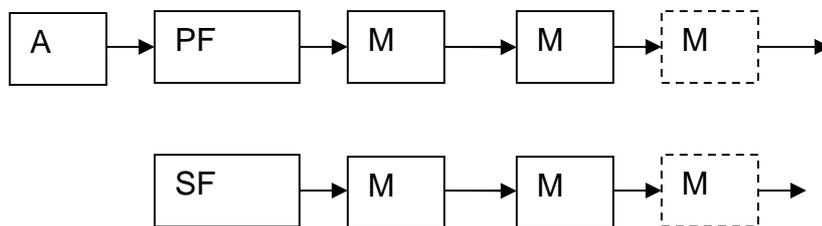
Les bassins facultatifs et de finition ont une large population algale, qui joue un rôle essentiel dans le procédé ; ils sont parfois appelés bassins naturels ou photosynthétiques. Il existe des variations dans l'agencement de ces bassins : par exemple, les bassins facultatifs peuvent être divisés en bassins primaires et secondaires, lesquels reçoivent les eaux usées brutes et un effluent décanté (ce dernier est habituellement l'effluent du bassin anaérobie). Les bassins de finition sont parfois utilisés pour améliorer la qualité bactériologique d'un effluent final d'une station d'épuration de type intensive, ils sont alors référés comme bassin de polissage.

Les trois types de lagunes sont généralement disposés en série, ou plusieurs séries en parallèle. La disposition est soit un bassin primaire facultatif, suivi d'un ou plusieurs autres bassins de maturation, soit un bassin anaérobie suivi d'un bassin facultatif secondaire et un ou plusieurs bassins de finition (Figure 4-1). De telles séries de bassins sont très avantageuses car elles permettent aux différentes lagunes d'assurer leurs fonctions spécifiques afin de produire un effluent de la qualité souhaitée (Mara & Pearson, 1987).

Les principaux mécanismes épuratoires des lagunes sont (Arthur, 1983) :

1. L'effet tampon du réservoir qui permet aux bassins d'absorber des variations brutales de charges organiques et hydrauliques,
2. Une sédimentation primaire, qui permet une décantation au fond des bassins des particules en suspensions et,
3. Le traitement des composés organiques par l'action oxydative des bactéries aérobies (en présence d'oxygène) et par digestion anaérobie (en absence d'oxygène).

FIGURE 4-1 : EXEMPLES DE DISPOSITION DE BASSINS DE STABILISATION



A. Bassin anaérobie ; PF. Bassin primaire facultatif ; SF. Bassin secondaire facultatif ; M. Bassin de maturation (finition)

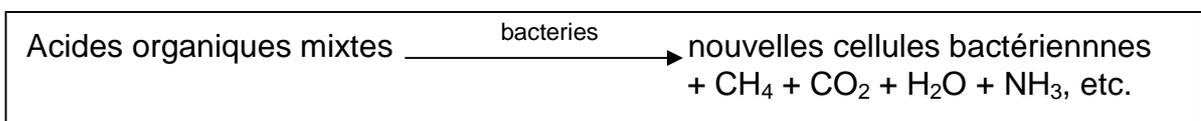
La digestion anaérobie et l'oxydation aérobie fonctionnent de la manière suivante:

- La digestion anaérobie est un procédé en deux étapes :

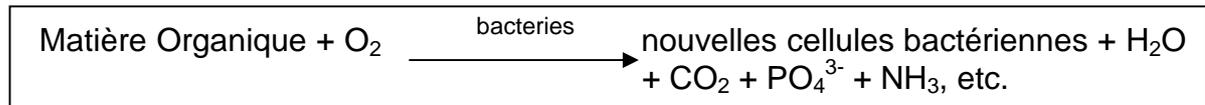
La première étape est la putréfaction, où les bactéries digèrent la matière organique pour produire de nouvelles cellules bactériennes et un mélange d'acides organiques.



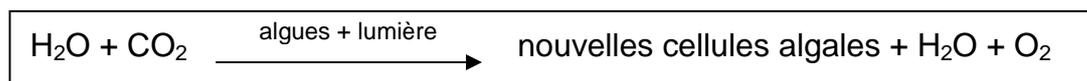
La seconde étape est la destruction des produits formés à la première étape par les bactéries méthanogènes, qui produisent du méthane et d'autres molécules simples.



- L'oxydation aérobie peut être représentée comme un processus simple en une seule étape :



L'oxygène est produit en grande quantité au cours de la photosynthèse réalisée par les algues.

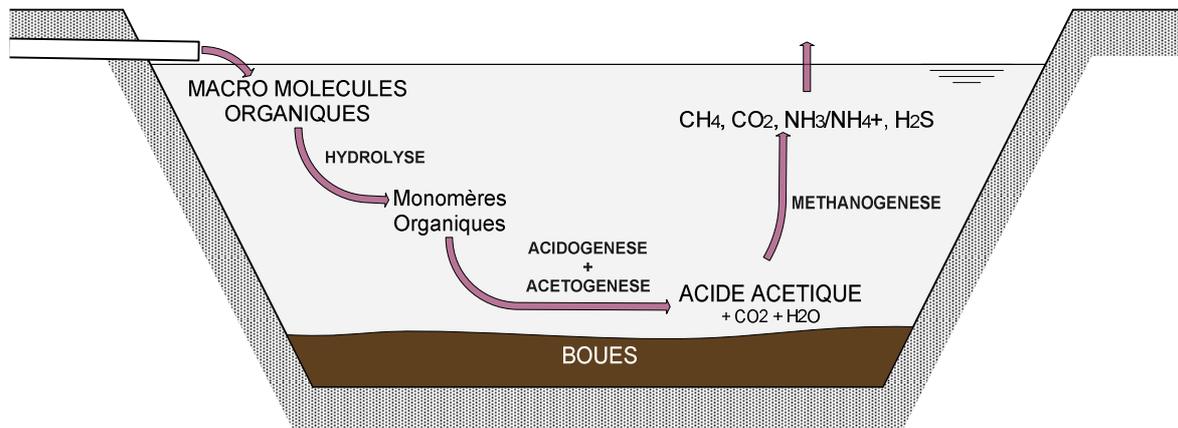


Le bassin anaérobie

Les bassins anaérobies ont généralement une profondeur de 2 à 5 mètres. La charge organique qu'ils reçoivent est tellement élevée (> 100 g DBO₅/L) qu'ils n'ont pas d'oxygène dissous (Mara et al. 1992). Leur mode de fonctionnement est similaire à une fosse septique ouverte et ils sont utilisés en première étape du traitement des eaux usées brutes fortement chargées. Les matières solides décantables sédimentent au fond du bassin et forment une couche de boue. Cette couche génère la digestion anaérobie assurée par les bactéries acidogènes, acétogènes et méthanogènes à des températures supérieures à 15 °C (Figure 4-2).

Les bassins anaérobies fonctionnent particulièrement bien dans les régions à climat chaud. L'abattement total de DBO est élevé, de 40% à des températures de 10°C ou moins, jusqu'à 60% pour des températures de 20°C et plus. Une couche mousseuse est souvent observée en surface. Elle ne doit pas être nécessairement enlevée, mais elle peut générer des nuisances par le développement de mouchettes en été. Les actions de remédiation peuvent être l'aspersion à l'eau claire ou avec l'effluent final, ou encore dans des cas exceptionnel avec des insecticides biodégradables (Mara and Pearson, 1986; 1987).

FIGURE 4-2 : DEGRADATION DES COMPOSES ORGANIQUES DANS LE BASSINS ANAEROBIE



Source: adapté de Ruihong, 2001.

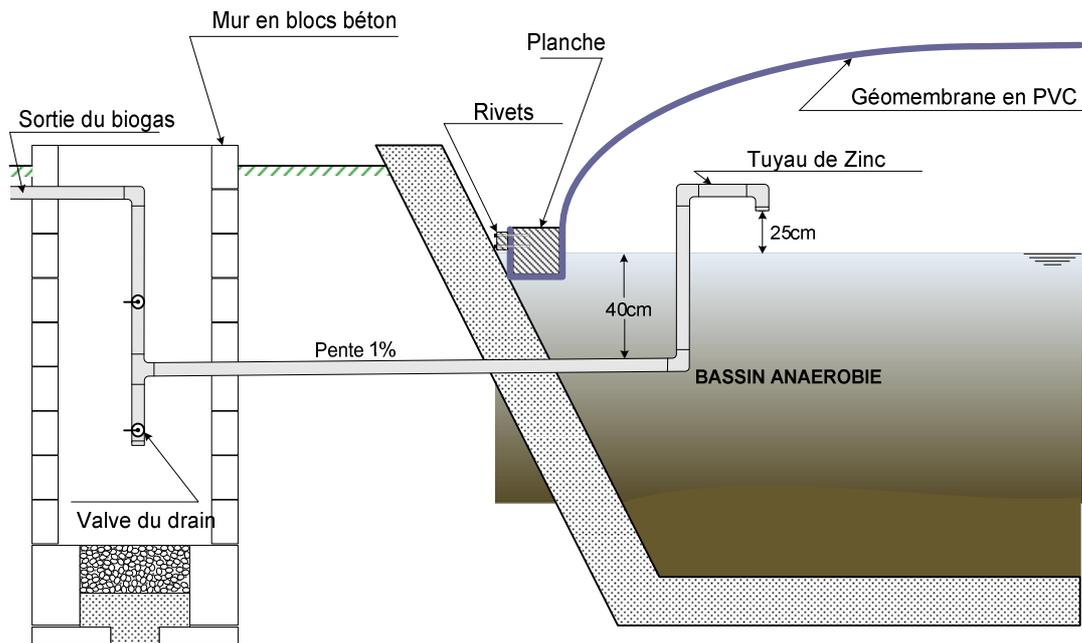
Le désavantage majeur des bassins anaérobies est le dégagement gazeux odorant (principalement de sulfure d'hydrogène), qui a freiné de nombreux concepteurs à utiliser ce type de bassins (Mara et al. 1992). Dans les bassins anaérobies, les bactéries telles que *Desulphovibrio* sont responsables de la réduction du sulfate en sulfure d'hydrogène, qui a une odeur d'œuf pourri.

Une fois dissous dans l'eau, le sulfure d'hydrogène (H_2S) est impliqué dans une réaction chimique en chaîne. Cette série de réaction est la dissociation de la molécule (H_2S) pour former l'ion bisulfite (HS^-) et la dissociation de l'ion bisulfite en ion (S^{2-}). La distribution du H_2S , HS^- et S^{2-} dépend du pH. Au pH normal de 7,5 pour un bassin anaérobie, 75% des sulfures sont sous la forme bisulfite non odorante. Pour une concentration donnée en sulfure, plus le pH du bassin anaérobie sera élevé et plus faible sera le dégagement gazeux odorant.

Les nuisances odorantes peuvent être évitées si le dimensionnement respecte les valeurs admissibles en DOB et si la concentration en SO_4^{2-} dans les eaux usées brutes ne dépasse pas 500 mg/l (Mara et al. 1992). Les bassins anaérobies prennent parfois des colorations rouge foncé ou pourpre, dues à la présence d'espèces de bactéries photosynthétiques anaérobies oxydatives des sulfures. La croissance de ces bactéries est bénéfique car elles empêchent le dégagement de sulfure d'hydrogène (Mara & Pearson, 1987).

Les bassins anaérobies peuvent être équipés d'une couverture plastique (PVC couvrant la surface du bassin) pour retenir le biogaz produit par la digestion anaérobie des matières organiques contenues dans les eaux usées (Figure 4-3). Le biogaz est composé principalement de méthane (CH_4) et de gaz carbonique (CO_2) mais contient aussi de faibles teneurs en H_2O , N_2 , O_2 , H_2S et autres composés.

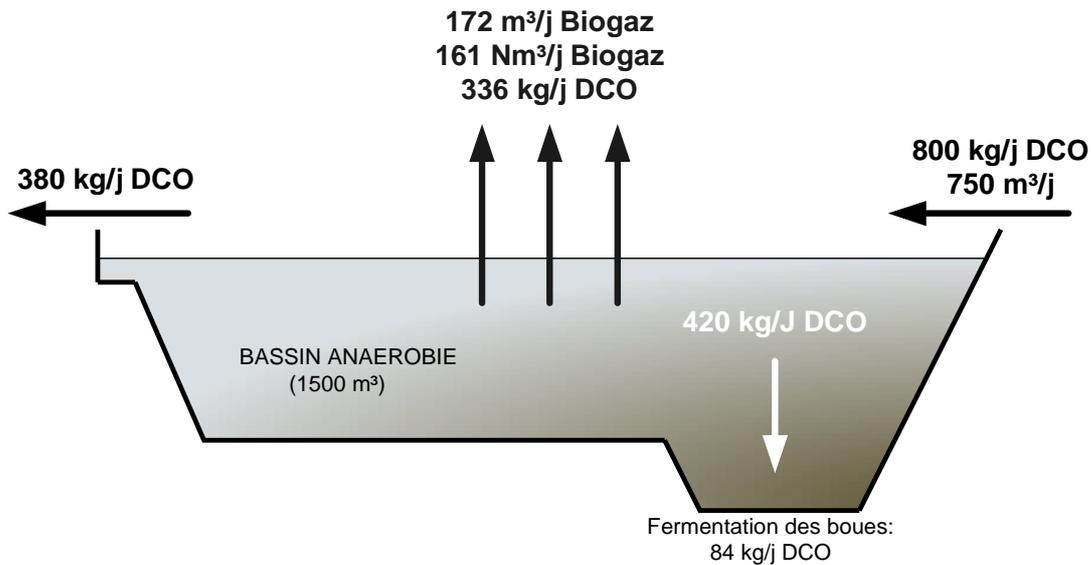
FIGURE 4-3: RECUPERATION DU BIOGAZ: SECTION TRANSVERSALE



Source: adapté de Driouache et al. (1997)

A la station de Ben Sergao (Maroc), un bassin anaérobie a été couvert d'une bâche PVC. Une mesure de la sédimentation a déterminé que les eaux usées brutes contiennent 2,5 L de boues par m³. La station de traitement des eaux usées reçoit 750 m³ d'eaux usées par jour (10 000 EH), ce qui signifie donc que le bassin anaérobie reçoit approximativement 1,875 m³ de boues par jour. Les 750 m³ d'eaux usées quotidiens ont 800 kg de DCO. Quelques 380 kg quittent le bassin anaérobie et passent au traitement secondaire, 420 kg sédimentent. Après 15 mois, la DCO des boues est réduite de 80%, et 336 kg de DCO ont produit 172 m³ de biogaz/jour, ce qui correspond à 6,3 m³ de biogaz par personne et par an (figure 4-4). Le biogaz produit alimente une génératrice d'électricité, qui peut être utilisée pour de nombreuses applications (Driouache et al. 1997).

FIGURE 4-4 : RECUPERATION DE BIOGAZ : BILAN DE DCO ET PRODUCTION DE BIOGAZ



Source: adapté de Driouache et al. (1997)

Plus d'informations sur le traitement anaérobie sont fournies au Chapitre 4.5.

Le bassin facultatif

Il ya deux types de bassins facultatifs : les bassins facultatifs primaires qui reçoivent les eaux usées brutes et les bassins facultatifs secondaires qui reçoivent les eaux usées consécutivement à un premier traitement primaire, généralement d'un bassin anaérobie, une fosse septique ou d'un bassin facultatif primaire. Les bassins facultatifs ont généralement 1,5 m de profondeur, avec des profondeurs variables de 1 à 2 m. Une profondeur de moins de 0,90 m n'est pas recommandée, car elle permettrait l'enracinement de plantes, ce qui fournirait un environnement ombragé favorable au développement de moustiques. Ils fonctionnent avec des charges organiques inférieures aux bassins anaérobies.

Dans les bassins facultatifs primaires recevant des eaux usées brutes, deux mécanismes épuratoires participent à la réduction de la DBO (Mara and Pearson, 1987):

- La sédimentation et fermentation anaérobie consécutive des solides en suspension, avec dégagement gazeux de méthane, induisant une diminution jusque 30% de la DBO.
- L'oxydation aérobie de la fraction organique non sédimentable sous l'action des bactéries et des produits mis en solution par la digestion anaérobie. L'oxygène nécessaire est fourni par l'aération en surface mais aussi par la production photosynthétique des micro-algues. Ces dernières croissent à profusion et donnent au bassin une couleur vert

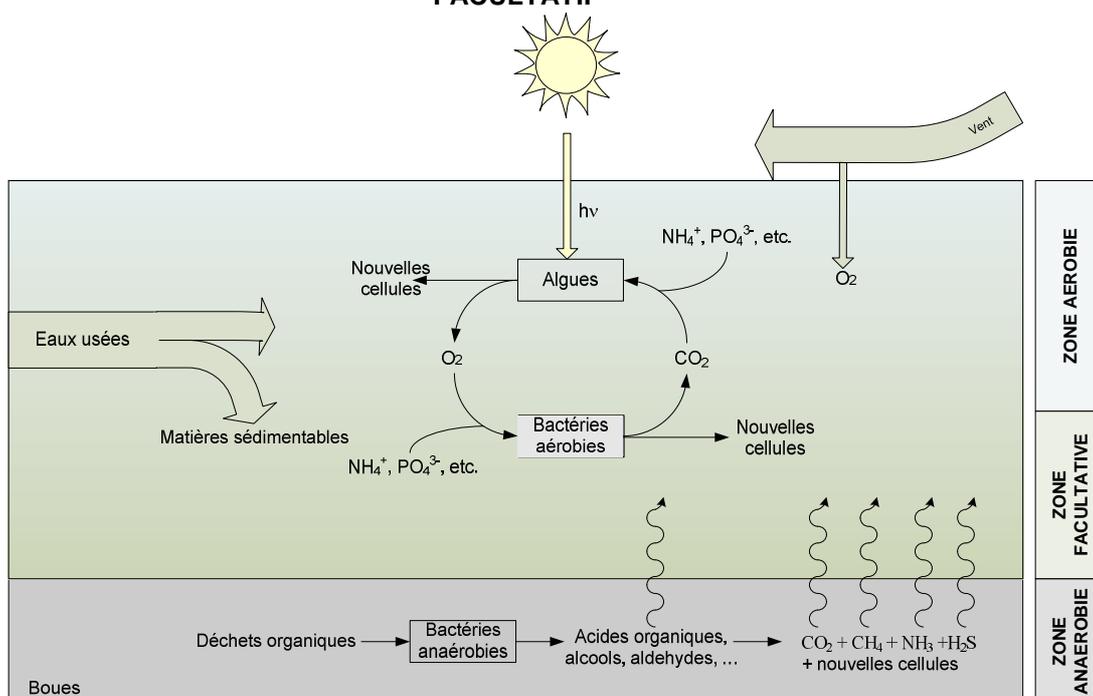
foncé. Les algues reçoivent en retour leur source de dioxyde de carbone, produit final du métabolisme bactérien (figure 4-5).

Dans les bassins facultatifs secondaires, qui reçoivent des eaux usées sans matière en suspension suite à un prétraitement en bassin anaérobie, le premier mécanisme de la réduction de DBO n'intervient pas significativement. La DBO qui reste suite aux matières non sédimentables est oxydée par les bactéries hétérotrophes (*Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Achromobacter* et *Alcaligenes spp*). L'oxygène nécessaire à cette oxydation est fourni par l'activité photosynthétique des algues, qui croissent naturellement et en abondance dans les bassins facultatifs.

Le vent a un effet très important sur le mode opératoire des bassins facultatifs, car il agit sur le mélange vertical de l'eau. Le mélange permet une distribution plus uniforme de la DBO, de l'oxygène dissous, des bactéries, des algues, et fournit un meilleur degré de stabilisation.

Les bassins facultatifs sont dimensionnés pour abattre la DBO, sur base d'une charge surfacique relativement faible (100 – 400 kg DBO/ha.jour) afin de permettre un développement algal maximal. La population algale est responsable de la production d'oxygène par photosynthèse, nécessaire aux bactéries participant à l'abattement de DBO. Les bassins facultatifs ne dépendent que du développement algal naturel, qui leur donne généralement une couleur vert foncé. Les algues mobiles (*Chlamydomonas* et *Euglena*) prédominent dans les eaux de turbidité élevée de ces bassins, comparativement aux algues non mobiles, du type *Chlorella*.

FIGURE 4-5 : LES ABATTEMENTS DE DBO DANS UN BASSIN DE STABILISATION FACULTATIF



Source: adaptée de Ruihong, 2001

L'activité photosynthétique des algues dans le bassin induit une variation diurne de la concentration en oxygène dissous. Dès l'aube, le taux d'oxygène dissous augmente progressivement pour atteindre un maximum en début d'après-midi et chute ensuite vers un minimum nocturne, lorsque la photosynthèse cesse et fait place aux activités respiratoires, consommatrices d'oxygène. Au plus fort de l'activité algale, les ions carbonates et bicarbonates réagissent et produisent du dioxyde de carbone en plus grande quantité, relâchant un excès d'ions hydroxyle qui se manifeste par une augmentation de pH. Le pH peut monter jusqu'à des valeurs de 9,4 (Mara, 2005). Il a été démontré en exposant des bactéries fécales à des valeurs élevées de pH dans l'obscurité, que les valeurs élevées de pH à elles seules ne sont pas réellement toxiques, sauf pour des valeurs de pH extrêmement élevées, qui ne sont pas atteintes dans les bassins de stabilisation facultatifs (Curtis et al. 1992). C'est l'interaction entre le pH et la lumière qui est toxique pour ces bactéries (Mara, 2005).

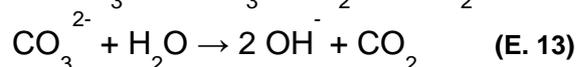
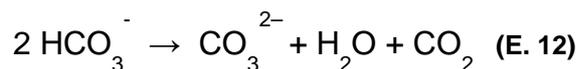
Un bon mélange de l'eau est facilité dans les eaux proches de la surface par l'action du vent. Il engendre une meilleure distribution de la DBO, de l'oxygène dissous, des algues et bactéries, ce qui génère une meilleure stabilisation des effluents (Mara and Pearson, 1987).

Le bassin de maturation

Les bassins de maturation ont une profondeur de 1 à 1,5 m et reçoivent les eaux des bassins facultatifs. Leur fonction première est l'abattement des pathogènes. Les bassins de maturation ne participent que très peu à l'abattement de DBO, mais par contre ils sont très performants pour la réduction des nutriments. Les bassins de maturation présentent moins de stratifications biologiques et physico-chimiques verticales et sont bien pourvus en oxygène tout au long de la journée. La population algale présente est plus variée que dans les bassins facultatifs, et les genres non mobiles tendent à y être plus communs. La diversité algale augmente généralement de bassin en bassin placés en série, ce qui signifie que la diversification des espèces décroît avec la croissance de la charge organique (Mara and Pearson, 1986). Bien que les bactéries fécales soient partiellement éliminées dans les bassins facultatifs, la taille et le nombre de bassins de maturation en déterminent la charge dans l'effluent final. Une élimination partielle intervient également dans les bassins anaérobies, principalement sous l'action de la sédimentation où les bactéries sont associées aux particules solides. Les mécanismes principaux de l'élimination des bactéries dans les bassins facultatif et de maturation sont :

- Le temps de rétention dans le bassin et la température ;
- Un pH élevé (> 9) combiné à l'insolation ;
- Une forte intensité lumineuse, combinée avec une grande concentration en oxygène dissous.

Des valeurs élevées de pH (supérieures à 9) se produisent dans les bassins suite à une photosynthèse rapide des algues présentes, qui consomment le CO₂ plus rapidement qu'il ne peut être remplacé par la respiration bactérienne. Il en résulte la dissociation des ions carbonate et bicarbonate suivante :



Les algues fixent le CO_2 produit et les ions hydroxyle s'accumulent, montant le pH à des valeurs au-dessus de 9. Dans les bassins de stabilisation, les bactéries fécales (à l'exception de *Vibrio cholerae*) meurent rapidement lorsqu'elles sont exposées à ces valeurs de pH (Pearson *et al.* 1987).

Les abattements de pathogènes

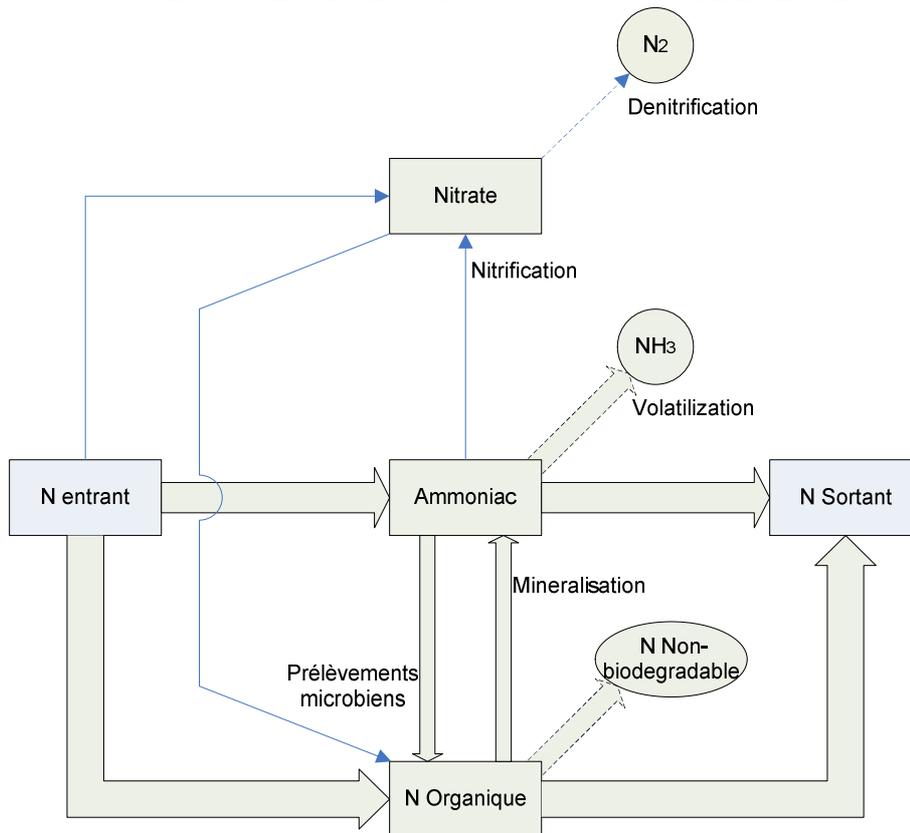
Les paramètres principaux agissant sur la réduction des pathogènes dans les bassins sont l'intensité lumineuse, la température, le pH, et le temps de rétention. Les abattements de bactéries fécales augmentent avec l'augmentation de température, avec l'augmentation du pH (la plupart des bactéries fécales sont rapidement tuées à un $\text{pH} > 9$), avec l'augmentation du temps de rétention et avec l'augmentation de l'intensité lumineuse (Mara *et al.* 1992).

Le soleil joue un rôle important dans l'abattement des pathogènes. Il réchauffe l'eau du bassin et fournit de l'énergie lumineuse en suffisance ; cette énergie accroît la photosynthèse algale ; la photosynthèse augmente le pH et produit de l'oxygène en grande concentration et l'oxygène permet la photo-oxydation létale des bactéries. Une série de bassins ayant un temps de rétention global de 11 jours permet la sédimentation des kystes de protozoaires et d'œufs d'helminthes et produit un effluent épuré de ces pathogènes.

Les abattements de nutriments

L'azote organique est transformé en azote ammoniacal dans les bassins anaérobies ou dans les sédiments des bassins facultatifs. Les concentrations en ammoniac sont généralement plus élevées dans les bassins anaérobies que dans les eaux usées brutes sous l'action de l'ammonification (minéralisation) des composés organiques azotés. Les teneurs en ammoniac étant dépendantes du pH et de la température en surface, les abattements sont meilleurs en été qu'en hiver. Les trois mécanismes de la réduction de l'ammoniac sont les pertes par volatilisation, la nitrification bactérienne (nitrosomas et nitrobacter) suivie de la dénitrification et la fixation dans la biomasse algale. Il est important d'avoir préalablement un bon traitement anaérobie, qui permette la minéralisation de l'azote organique en azote ammoniacal. Par la suite, l'ammoniac se volatilise, dans les bassins facultatifs notamment, sous l'action du pH élevé. La réduction par nitrification est faible mais la réduction totale de l'azote peut néanmoins atteindre 80 % dans les bassins de stabilisation (Mara *et al.* 1992). La figure 4-6 synthétise les différentes transformations et pertes de l'azote dans les bassins de stabilisation.

FIGURE 4-6 : PERTES ET TRANSFORMATIONS DE L'AZOTE



L'épaisseur des flèches indique l'importante quantitative de la voie, les flèches en pointillés montrent les mécanismes directs de la réduction azotée.
Source: Mara and Pearson, 1986

La réduction du phosphore dans les bassins de stabilisation est associée aux prélèvements de la biomasse algale, à la précipitation et à la sédimentation (Mara and Pearson, 1986). Hung and Glovna (1984) suggèrent que la meilleure méthode pour retirer le maximum de phosphore des eaux usées dans les bassins de stabilisation est d'augmenter le nombre de bassins de maturation, ce qui immobilise de plus en plus de phosphore dans les couches sédimentaires oxydées de ces bassins.

Quoiqu'il en soit, l'azote et le phosphore sont des nutriments qu'il convient d'éliminer afin d'éviter l'eutrophisation du milieu récepteur final. La pratique courante du dimensionnement des bassins de stabilisation n'est cependant pas basée sur l'élimination des nutriments, mais bien sur la réduction de la DBO et des germes pathogènes.

Le lagunage aéré

Lorsque la surface disponible est limitée ou lorsqu'un contrôle strict des odeurs est souhaité, de l'oxygène peut être apporté mécaniquement par des diffuseurs ou des aérateurs. Le taux d'oxygène introduit est alors supérieur à ce qui peut être produit par le système algal. En fonction de la taille, du type et de la

disposition des aérateurs, une lagune aérée peut être une lagune complètement aérobie ou il peut y avoir des aires prévues pour la sédimentation de particules solides et leur décomposition anaérobie.

L'action de mélange de l'aération accroît la turbidité, ce qui exclut la pénétration lumineuse et l'activité algale est virtuellement éliminée. De plus, le temps de rétention court ne permet pas le développement d'une communauté biologique aussi variée que dans les bassins facultatifs. Les bactéries composent la majeure partie des espèces microbiennes présentes.

4.1.2 Considération hydraulique et dimensionnement

La réalisation physique d'une station de traitement des eaux usées par lagunage doit être faite avec autant de soin que les calculs de dimensionnement relatifs à l'abattement des paramètres physico-chimiques, car l'un comme l'autre conditionne l'efficacité du système.

Le contexte

La localisation des bassins

Les bassins doivent être localisés à une distance minimale de 200 mètres, 500 mètres de préférence, sous les vents dominants par rapport à la communauté qu'ils desservent ainsi que toute autre communauté susceptible de se développer. La distance décourage également les visiteurs, non souhaités pour des raisons sécuritaires concernant principalement les enfants et les personnes non conscientes des dangers potentiels.

Les dégagements d'odeurs ne constituent pas un problème, même des bassins anaérobies, pour des systèmes correctement dimensionnés et entretenus. Mais le grand public a besoin d'être rassuré à ce sujet lors de l'ébauche d'un projet, et la distance minimale de 200 mètres permet de lever ces inquiétudes. Le lagunage doit être préférentiellement installé en des zones facilement accessibles, plates ou en légère pente, afin de réduire les travaux de terrassement. Les bassins ne peuvent être installés dans un périmètre de 2 km autour d'un aéroport, car les oiseaux attirés par les bassins peuvent constituer un danger pour la navigation aérienne.

Considérations géotechniques

Les considérations géotechniques sont très importantes. Les principaux objectifs d'une étude géotechnique sont de s'assurer un dimensionnement correct des berges et de déterminer si la perméabilité du sol nécessite la pose d'une bâche de fond pour l'imperméabilisation. La hauteur maximale de la nappe phréatique sous jacente doit être déterminée et les paramètres suivants du sol doivent être mesurés à l'emplacement proposé pour les bassins :

- Répartition granulométrique,
- Matière sèche maximale et optimum en humidité (essai Proctor modifié),
- Limites d'Atterberg,
- Teneur en matière organique, et

- Coefficient de perméabilité.

Un minimum de 4 échantillons de sol non perturbé par hectares doit être prélevé. Les échantillons doivent être représentatifs du profil de sol jusqu'à 1 mètre de profondeur sous la profondeur du bassin envisagée.

Les sols organiques (tourbeux, par exemple) et plastiques, et les sables moyens à grossiers ne sont pas adaptés à la construction des berges. S'il n'existe pas de sol local convenant pour la réalisation d'un corps de berge stable et imperméable, du sol adapté à ces fonctions doit être importé sur le site et le sol local ne sera utilisé que pour la couverture et ajuster les pentes des berges. Les sols noirs (de couleurs foncées, habituellement les sols tropicaux calcaires qui gonflent lorsqu'ils sont mouillés et craquent fortement lorsqu'ils sont secs) sont imperméables et conviennent parfaitement pour la construction des bassins. Par contre, les sols rouges sont trop perméables et requièrent la pose d'une bâche de fond. Les berges doivent être protégées par un drainage adéquat contre l'érosion lors des pluies d'orages.

Bilan hydraulique

Pour maintenir le niveau d'eau dans les bassins, le débit d'entrée doit être en tout temps, supérieur à l'évaporation réelle et aux pertes par infiltration. Soit :

$$Q_i \geq 0.001A(E + S) \quad (\text{E. 14})$$

Où:

- Q_i = débit d'entrée dans le premier bassin [m³/d]
- A = superficie totale des bassins [m²]
- E = évaporation nette [mm/d]
- S = perte par infiltration [mm/d]

Les pertes par infiltration doivent être inférieures au débit d'entrée moins l'évaporation nette afin de maintenir le niveau d'eau dans les bassins.

La perméabilité maximale admissible des couches de sol constituant le fond des bassins est déterminé par la loi de Darcy :

$$k = \frac{Q_s}{86,400A} \frac{\Delta l}{\Delta h} \quad (\text{E. 15})$$

Où:

- k = perméabilité maximale admissible [m/s]
- Q_s = débit maximal d'infiltration (= $Q_{in} - 0.001AE$) [m³/d]
- A = aire du fond du bassin [m²]
- Δl = profondeur de sol sous la base du bassin jusqu'à la nappe ou une strate plus perméable [m]
- Δh = charge hydraulique (= profondeur du bassin + Δl) [m]

Si la perméabilité du sol est supérieure au maximum admissible, le fond du bassin doit être bâché. Il existe une grande variété de bâches et les disponibilités locales ainsi que les coûts en définiront le choix. Une étanchéité de fond suffisante peut être atteinte avec du ciment Portland ordinaire (CMIIB – 32.5 – 8 kg/m²), des membranes plastiques ou 150 mm de sol imperméable. Les valeurs obtenues pour les mesures des coefficients de perméabilité in situ peuvent être interprétées de la façon suivante, à titre indicatif (Mara and Pearson, 1987):

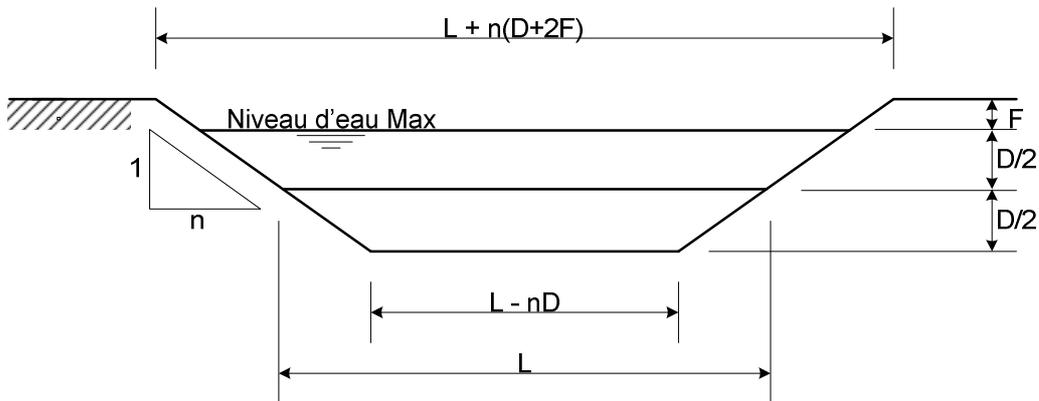
- | | |
|------------------------------|---|
| $k > 10^{-6}$ m/s: | le sol est trop perméable et le bassin doit être bâché ; |
| $10^{-7} < k < 10^{-6}$ m/s: | des infiltrations peuvent se produire mais pas de manière suffisante que pour empêcher le remplissage du bassin ; |
| $10^{-9} < k < 10^{-8}$ m/s: | le bassin sera étanche naturellement ; |
| $k < 10^{-9}$ m/s: | il n'existe pas de risque de contamination de la nappe sous-jacente ; |
- Si $k > 10^{-9}$ m/s et que la nappe est exploitée pour de l'eau potable, une étude hydrogéologique plus poussée peut être nécessaire.

La géométrie des bassins

La géométrie d'un bassin est essentielle. La forme et la position de l'entrée et sortie d'eau doivent être pensées pour minimiser les court-circuits et chemins préférentiels des courants d'eau. En général, les bassins anaérobie et facultatif primaire sont rectangulaires avec un ratio longueur / largeur inférieur à 3 :1, afin d'éviter le dépôt de boues et l'accumulation de sédiments près des tuyaux d'entrée. Les bassins facultatif secondaire et de finition sont, dans la mesure du possible, avec un ratio longueur / largeur plus élevé de 10 :1 et jusque 20 :1, afin de contribuer aux meilleures conditions pour reproduire un écoulement piston. Les formes irrégulières doivent être évitées, car elles réduisent l'agitation sous l'effet du vent, les algues tendent à s'accumuler dans les coins et générer des problèmes odorants. Les bassins ne doivent pas être strictement rectangulaires, mais peuvent être légèrement curvilignes si nécessaire ou pour des raisons esthétiques.

Afin de faciliter l'agitation naturelle sous l'effet du vent, le bassin doit être positionné tel que sa plus grande dimension (la diagonale) soit dans l'axe des vents dominants. L'entrée d'eau doit se faire face au vent afin que l'écoulement des eaux usées dans les bassins soit contre le vent. Hormis ces considérations, doivent être calculées les superficies à mi-profondeur à corriger selon les angles de pente des berges, tel que montré à la figure 4-7.

FIGURE 4-7 : CALCUL DES DIMENSIONS DE SURFACE ET DE FOND D'UN BASSIN



Source: adapté de Mara and Pearson (1987)

Une autre méthode plus précise peut être utilisée pour les bassins anaérobies, car ils sont de taille relativement réduite :

$$V_a = [(LW) + (L - 2sD)(W - 2sD) + 4(L - sD)(W - sD)] \frac{D}{6} \quad (\text{E. 16})$$

où :

- V_a = volume du bassin anaérobie [m³]
- L = longueur du bassin à la hauteur maximale du niveau d'eau [m]
- W = largeur du bassin au niveau d'eau maximal [m]
- s = facteur de pente horizontale (1/n)
- D = profondeur d'eau dans le bassin [m]
- n = rapport de pente

En remplaçant L par nW , base sur un rapport longueur / largeur de n à 1, l'équation E.16 devient une simple équation quadratique pour W .

Les dimensions et les niveaux qui doivent être connus sont les bases et sommets des berges, les sommets incluant la revanche F . Une hauteur minimale de bord doit rester libre afin de contenir le débordement des vagues produites par l'action du vent. Pour des bassins de petites dimensions (superficie inférieure à 1 ha), 0,5 m de revanche doit être prévu ; pour des bassins dont la superficie est de 1 ha à 3 ha, la revanche doit être de 0,5 à 1 m, en fonction du contexte local. Pour des bassins plus grands, la revanche peut être calculée par la formule suivante (Oswald, 1975):

$$F = \sqrt{\log_{10} A} - 1 \quad (\text{E. 17})$$

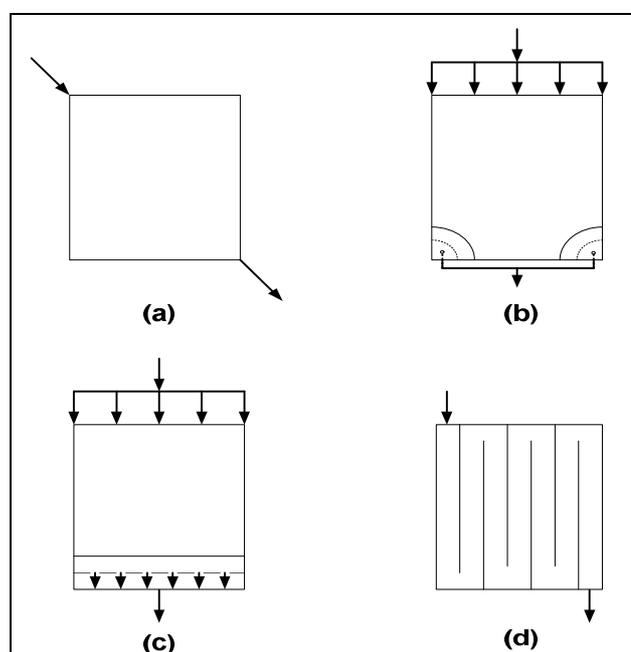
Où

- F = revanche [m]
- A = superficie du bassin au niveau d'eau maximal [m²]

Entrées, sorties et chemins préférentiels

Une entrée simple et sortie unique est généralement suffisante, mais leur conception précise a son importance. Une disposition malheureuse des tuyaux d'entrée et de sortie amènent très souvent à des chemins préférentiels ou courts-circuits hydrauliques, qui réduisent la surface de traitement effective et donc le temps de séjour moyen. Afin d'éviter de tels cour-circuits, les tuyaux d'arrivée et de sortie doivent se situer dans les coins opposés en diagonale du bassin (Figure 4-8). Des cloisons brise-lames peuvent être placées dans le bassin pour assurer une utilisation complète de la zone noyée et pour contrôler les chemins préférentiels.

FIGURE 4-8 : ENTREES, SORTIES ET DISPOSITION DE CLOISONS BRISE-LAME

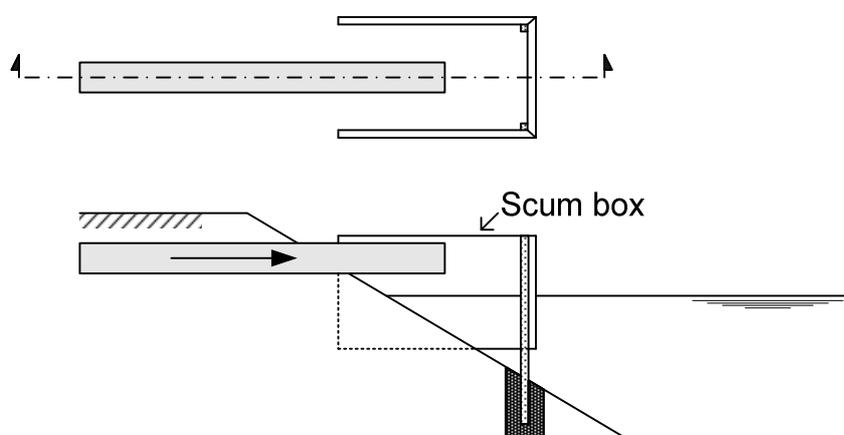


(a) Entrée et sortie sur les diagonales opposées ; (b) entrées multiples et 2 sorties avec un répartiteur siphonoïde ; (c) Entrées et sorties multiples (déversoir crénelé) ; (d) système à cloisonnement multiple.

Source: adapté de EPA 1977b

Les entrées doivent déverser les eaux usées sous la surface afin d'empêcher les courts-circuits et réduire les amas d'écume (végétation aquatique verdâtre et impuretés qui s'accumulent et flottent à la surface des bassins). Si le tuyau d'entrée déverse au-dessus d'un bassin anaérobie ou d'un bassin primaire facultatif, un moine pare-écume (scum box) doit être utilisée (Figure 4-9).

FIGURE 4-9 : OUVRAGES D'ENTRÉE INLET STRUCTURE FOR ANAEROBIC AND PRIMARY FACULTATIVE PONDS



Les entrées et sorties doivent être accompagnées d'un moine de protection pour empêcher la diffusion d'écume. Le moine contrôle également le niveau d'eau de sortie par débordement du bassin dans le moine et il a un effet significatif sur la DBO de l'effluent. Le niveau de débordement doit être proche de la surface, bien au-dessus de la couche de boue pour les bassins anaérobies et sous la bande d'algues de surface pour les bassins facultatifs. Un moine pour la protection d'écume à hauteur variable est préférable afin de permettre les réglages lorsque les bassins de stabilisation sont en fonctionnement (Mara et al. 1992). Les hauteurs de rejet recommandées sont (Mara et al. 1992):

- Bassin anaérobie : 30cm;
- Bassin facultatif : 60cm;
- Bassin de maturation : 5cm.

Les déversoirs disposés sur le déversoir sont avantageux car ils offrent une méthode de mesure simple du débit de sortie (cfr paragraphes 3.7 – débitmètres). Une fois que la lame d'eau passant au-dessus du déversoir est corrélée au débit, il est facile de déterminer celui-ci. Il y a théoriquement une seule hauteur d'eau pour un débit spécifique, correspondant à une forme et une taille de déversoir.

L'effluent du bassin final de lagunes en série peut être déversé dans un simple déversoir rectangulaire ou triangulaire. Lorsque le débit d'entrée dans le premier bassin est également mesuré, le taux d'évaporation+infiltration est calculable, et si l'évaporation est mesurée séparément, le taux d'infiltration peut être calculé.

Traitement préliminaire

Tous les systèmes, même de petites dimensions (< 1000 EH), doivent être équipés de dégrilleurs et dessaleurs adéquats. Pour les systèmes de petites dimensions, un dégrillage avec des barres espacées de 50 mm est recommandé

pour retenir l'entrée de solide de grande taille dans les bassins et susceptibles de contaminer les bassins.

Sécurité

Des bassins de stabilisation bien entretenus présentent l'aspect de piscines naturelles ou d'étangs de pêche. Il faut garder en mémoire que ces bassins sont des stations de traitement des eaux usées et ne sont pas des aires récréatives.

- Des contaminations sanitaires ne peuvent être évitées, et
- Des accidents tels que des chutes dans les bassins peuvent toujours se produire.

Les mesures de prévention suivantes doivent être prises pour sécuriser la station :

- Des clôtures doivent ceinturer l'enceinte et l'entrée doit être fermée.
- Seules les personnes autorisées peuvent entrer sur le site.
- Des panneaux informatifs doivent être placés à l'entrée du site.

L'application de ces règles très simples aidera à réduire ou modérer les risques potentiels.

4.1.3 Bases du dimensionnement (Mara et al. 1992)

Bassin anaérobie

Les bassins anaérobies sont dimensionnés sur base de la charge volumique en DBO

(λ_v , g/m³j), donnée par :

$$\lambda_v = \frac{L_i Q}{V_s} \quad (\text{E. 18})$$

Où :

- L_i = DBO de l'effluent d'entrée [mg/L or g/m³]
- Q = débit [m³/j]
- V_s = volume du bassin anaérobie [m³]

Le tableau 4-1 liste les valeurs pour λ_v (charges en DBO) selon des gammes de températures. Il n'existe actuellement pas assez de données de terrain pour dresser une relation mathématique entre λ_v ou la DBO et la température.

En tenant compte de cela, le temps de rétention hydraulique moyen dans le bassin est donné par :

$$\theta_s = \frac{V_s}{Q} \quad (\text{E. 19})$$

Cumulé à l'équation E.7 on obtient,

$$\lambda_v = \frac{L_i}{Q_s} \quad (\text{E. 20})$$

Les valeurs listées dans le tableau 4-1 sont limitées à la gamme de 100 à 300 g/m³.j, puisque des valeurs inférieures ne maintiennent pas les conditions anaérobies et les valeurs supérieures (> 400 g/m³.j) amènent à des niveaux inacceptable de dégagements odorants (quoique les dégagements odorants se produisent également à des valeurs ≤400 g/m³.j seulement si la concentration en sulfates est supérieure à 500 mg/L).

TABLEAU 4-1 : VALEURS DE DIMENSIONNEMENT DE CHARGE VOLUMIQUE ET REDUCTION DE DBO DANS LES BASSINS ANAEROBIES

Températures mensuelles moyennes (T, en °C)	Charge volumique de DBO (λ_v , en g/m ³ .j)	Abattement de DBO (%)
<10	100	40
10-20	20T-100	2T+20
>20	300	60

Théoriquement, il n'y a pas de limite pour la profondeur d'un bassin anaérobie ; en pratique, la profondeur la plus répandue est de 3 mètres.

Bassins facultatifs

Il y a différentes méthodes pour dimensionner un bassin facultative; il est recommandé d'utiliser la valeur admissible pour la charge surfacique de DBO (λ_s , Kg/ha.j), donnée par :

$$\lambda_s = 10L_iQ / A_f \quad (\text{E. 21})$$

Où :

- A_f = aire du bassin facultative [m²]

La valeur admissible λ_s augmente avec la température. Pour déterminer λ_s , Mara et al. (1992) propose l'équation globale de dimensionnement suivante :

$$\lambda_s = 350(1.107 - 0.002T)^{T-25} \quad (\text{E. 22})$$

Où:

- T = température [°C]

Dès lors que λ_s et A_f sont calculés, le temps de rétention θ_f , (jours) peut être déterminé par :

$$\theta_f = \frac{A_f D}{Q_m} \quad (\text{E. 23})$$

Où:

- D = profondeur [m]
- Q_m = débit moyen [m^3/jour]

Le débit moyen est la moyenne entre le débit d'entrée et de sortie (Q_i and Q_e).

$$\theta_f = \frac{A_f D}{\left[\frac{(Q_i + Q_e)}{2} \right]} \quad (\text{E. 24})$$

Entendu que $Q_e = Q_i - 0.001A_f e$ (si l'infiltration est négligeable) et où e est le taux d'évaporation [mm/j]), le temps de rétention peut être exprimé par :

$$\theta_f = \frac{A_f D}{(2Q_i - 0.001A_f e)} \quad (\text{E. 25})$$

La réduction de DBO dans les bassins primaires facultatifs est habituellement de 70 à 80 % sur des échantillons non filtrés et supérieur à 90 % pour les échantillons filtrés. Dans les bassins facultatifs secondaires, l'abattement est moindre, mais les performances épuratoires combinées d'un bassin anaérobie avec un bassin facultatif secondaire sont généralement égales (et même supérieures) à l'efficacité d'un bassin primaire facultatif.

Bassin de maturation

Charge et abattement de DBO

Les valeurs permmissibles de charge pour un bassin de maturation (λ_{sm}) doivent être de 75% plus petites que la charge du bassin facultatif. Partant de l'hypothèse que le traitement du bassin précédent réduit de 70% la DBO totale, la charge qui peut être appliquée au premier bassin de maturation, est calculée par :

$$\lambda_{sm1} = \frac{10(0.3L_i)Q}{A_m} = \frac{10(0.3L_i)D}{\theta_m} \quad (\text{E. 26})$$

L'aire du bassin de maturation est calculé par :

$$A_m = \frac{2Q_i \theta_m}{2D + 0.001e \theta_m} \quad (\text{E. 27})$$

Les abattements de DBO atteignent généralement 25% dans chacun des bassins de maturation.

La réduction des pathogènes

Les bassins de maturation sont dimensionnés avec la vocation première de réduire les pathogènes. Vu que les bactéries fécales sont les indicateurs d'agents pathogènes excrétés, les bassins de maturation sont dimensionnés pour réduire les bactéries fécales à une concentration donnée. Le nombre et la taille des bassins de maturation déterminent la qualité de l'effluent final à la suite de la série de bassins. Le procédé de dimensionnement part du constat que l'abattement de coliformes fécaux est une réaction cinétique de premier ordre :

$$B_e = \frac{B_i}{(1 + K_T \theta_m)} \quad (\text{E. 28})$$

Où:

- B_e = Concentration de coliformes par 100 ml d'effluent à la sortie [FC/100ml]
- B_i = Concentration de coliformes par 100 ml d'effluent à l'entrée [FC/100ml]
- K_T = Constante de premier ordre pour la réduction de coliformes à la T°C [j⁻¹]
- θ_m = Temps de rétention du bassin de maturation [j]

Pour une série de bassins anaérobie, facultatif et de maturation, l'équation devient :

$$B_e = \frac{B_i}{(1 + K_T \theta_a)(1 + K_T \theta_f)(1 + K_T \theta_{m1})(1 + K_T \theta_{m2}) \dots (1 + K_T \theta_{mn})} \quad (\text{E. 29})$$

La valeur de K_T aux différentes températures est de :

$$K_T = 2.6(1.19)^{T-20} \quad (\text{E. 30})$$

B_e est souvent stipulé comme effluent final. B_i peut être mesuré sur les eaux usées à l'entrée quand cela est possible, sinon il est considéré comme égal à 1×10^8 par 100mL.

Pour dimensionner une station de traitement par lagunage, le nombre de bassins de maturation et leur temps de rétention doit se faire par essais et erreurs. La valeur minimale recommandée de θ_m est de trois jours, afin d'éviter les court-circuits. Il est aussi recommandé d'avoir θ_m inférieur à θ_f . Plus il y a de bassins de maturation, au plus le temps de rétention dans les bassins est court, ce qui minimise les surfaces requises (Mara et al. 1992).

La réduction des œufs d'helminthes

Les œufs d'helminthes sont théoriquement sédimentés dans les bassins anaérobies ou facultatifs primaires. Si l'effluent final est utilisé à des fins d'irrigation restrictive, il est nécessaire de s'assurer qu'il ne contient pas plus d'un œuf par litre. La réduction des œufs d'helminthes dans les bassins répond à la relation suivante, rapportée par Ayres et al. (1992):

$$R = 100[1 - 0.14 \exp(-0.38\theta)] \quad (\text{E. 31})$$

Où R est le pourcentage de réduction et θ est le temps de rétention (jour). L'équation correspondant à un intervalle de confiance le plus bas de 95% est :

$$R = 100[1 - 0.41 \exp(-0.49\theta + 0.0085\theta^2)] \quad (\text{E. 32})$$

Réduction de l'azote

Dans les bassins de stabilisation, le taux d'abattement de l'azote peut atteindre 80% et semble être relié au pH, la température et le temps de rétention hydraulique moyen. Les équations de dimensionnement pour l'abattement de l'azote ont été développées en Amérique du nord et peuvent ne pas toujours être transposable à d'autres régions.

La réduction de l'azote globale dans une station par lagunage (présentée par Reed, 1985) est :

$$N_e = N_i \exp\{-[k(1.039)^{T-20}]\} \cdot [\theta + 60.6(pH - 6.6)] \quad (\text{E. 33})$$

Où:

- N_e = concentration en azote total de l'effluent final [mg/L]
- N_i = concentration en azote total de l'effluent d'entrée [mg/L]
- k = constante de premier ordre pour la réduction de l'azote total [= 0.0064 j⁻¹]
- θ = temps de détention hydraulique moyen pour les bassins en série [j]
- T = température [°C]

La réduction de l'azote ammoniacal global dans une série de bassins est donnée par les équations suivantes (selon Pano & Middlebrooks, 1982) :

Lorsque la température est < 20°C:

$$C_e = \frac{C_i}{1 + \left[\left(\frac{A}{Q}\right) \cdot (0.0038 + 0.000134T) \times \exp((1.041 + 0.044T) \cdot (pH - 6.6))\right]} \quad (\text{E. 34})$$

Lorsque la température est > 20°C:

$$C_e = \frac{C_i}{1 + [5.035 \cdot 10^{-3} (A/Q) \cdot \exp((1.540 \cdot (pH - 6.6)))]} \quad (\text{E. 35})$$

Où:

- C_e = concentration en azote ammoniacal dans l'effluent final [mg/L]
- C_i = concentration en azote ammoniacal dans l'effluent d'entrée [mg/L]
- A = aire de la série de bassins [m²]
- Q = débit d'entrée [m³/j]
- T = température [°C]

La valeur du pH peut être estimée par l'équation suivante :

$$pH = 7.3 \exp(0.0005 Alk) \quad (\text{E. 36})$$

Où :

- Alk = alcalinité de l'effluent d'entrée en mg CaCO₃/L

4.1.4 Fonctionnement et maintenance

Remplissage des bassins

La mise en route, ou remplissage des bassins avec les eaux usées doit se faire aussi rapidement que possible. Si le remplissage est lent, la végétation peut rapidement pousser dans les bassins et déstabiliser les berges ; les berges en sol compacté peuvent sécher et perdre leur imperméabilité.

Si la quantité d'effluent d'entrée n'est pas suffisante pour remplir un bassin dans un délai rapide, alors le remplissage peut être réalisé par apport d'eau claire. Le remplissage des bassins facultatif et de maturation à l'eau claire favorise une installation progressive de la symbiose entre les populations d'algues et de bactéries (BCEOM, 1990). Les bassins anaérobie et facultatif primaire peuvent être à moitié remplis à l'eau claire, et graduellement ensuite chargés avec les eaux usées brutes ; ils peuvent aussi êtreensemencés avec des boues en provenance d'une autre station de lagunage. Cependant, remplir les bassins à l'eau claire est coûteux et est généralement évité.

Opérations de maintenance régulière

- Maintenance des systèmes de pré-traitement : c'est incontestablement l'opération la plus fréquente. Les débris retenus dans les systèmes de dégrillage et dessablage doivent être retirés quotidiennement. Un simple râteau est généralement suffisant pour cette opération. Les débris sont collectés et mis en décharge publiques.
- Nettoyage des berges: un contrôle soigneux de la végétation des berges est fondamental. Une station de lagunage ne peut pas avoir de mauvaises herbes de grandes tailles qui envahissent les berges (U.S.

EPA, 1977a). Les pelouses doivent être tondues et les herbes de tontes ramassées sur le champ afin qu'elles ne tombent pas dans les bassins. La végétation aquatique est un abri très prisé par les larves de moustiques. Les parties aériennes sont des « rampes de lancement » pour les moustiques adultes (BCEOM, 1990). Cette opération doit se faire manuellement ou mécaniquement mais les herbicides doivent être évités, car ils porteraient préjudice, ou tueraient dans le même temps les populations algales et compromettraient tout le mécanisme de traitement biologique se déroulant dans les bassins.

- Nettoyage des entrées et sorties : les entrées et sorties doivent être libres de tout écume, mousse, débris flottant ou autres.
- Enlèvement de l'écume et des macrophytes flottants : l'écume flottante et les macrophytes flottant à la surface, ou toute autre chose provoquant un ombrage sur la lagune qui perturbe l'activité photosynthétique algale, doit être retirée de la surface des bassins facultatifs et de maturation. L'écume et des croûtes ne doivent pas être retirées des bassins anaérobiques, car elles participent à l'anaérobie et minimisent les dégagements gazeux (U.S. EPA, 1977a).
- Réparation de tous les dommages causés aux berges, barrières, clôtures, ...

Personnel de maintenance

Pour des opérations de routine de traitement et maintenance, les systèmes par lagunage doivent être adéquatement entretenus. Le niveau du personnel de maintenance sera fonction du type d'appareillage des ouvrages d'entrée ; de l'existence sur place d'ateliers et laboratoire ; et du type de tonte des pelouses (manuelle ou mécanique). Par exemple, un dégrilleur et dégraisseur automatiques devront être entretenus par un électromécanicien, alors qu'un dégrillage manuel et des chambres de dessablage n'en nécessiteront pas.

Le tableau 4-2 chiffre le personnel recommandé pour un système par lagunage pour des stations de traitement allant jusqu'à 250 000 EH. Pour des systèmes de plus grandes tailles, le personnel requis peut être ajusté au *pro rata*.

TABLEAU 4-2 : PERSONNEL RECOMMANDE POUR LES SYSTEMES PAR BASSINS DE STABILISATION

Population desservies	10,000	25,000	50,000	100,000	250,000
Superviseur / chef d'équipe	-	-	1	1	1
Ingénieur mécanicien	-	-	-	1	1
Technicien de laboratoire ^b	-	1	1	1	2
Contre maître	-	1	2	2	2
Ouvriers	1	2	4	6	10
Chauffeur ^c	-	1	1	1	2
Gardien ^d	1	1	3	5	5
Total	2	6	10	15	23

^a Dépend du nombre d'équipement mécanique utilisé.

^b Dépend de l'existence de laboratoire.

^c Dépend de l'utilisation de véhicule motorisé, etc.

^d Dépend de la localisation et du nombre d'équipement utilisés.

Source: Arthur, 1983

FIGURE 4-10 : EXEMPLE D'UN RAPPORT DE SUIVI ET MAINTENANCE

MAINTENANCE & CONTROL RECORD SHEET				
<u>DATE and TIME</u> :		<u>TEMPERATURE</u> :		
<u>Weather conditions</u> :				
Pumping station (if existing) :				
* Elapsed time meter reading : Pump No.1 : Pump No.2 :				
* Electricity meter reading :				
* Observations : (overflows, ...) :				
.....				
Access Road : state (vegetation, damage, ...) ; maintenance operations carried out				
.....				
Pond surroundings : state ; maintenance operations carried out				
.....				
<u>Preliminary treatments</u> : state ; maintenance operations carried out				
* Screening :				
* Grease removal :				
OBSERVATIONS OF PONDS				
POND No.	1	2	3	OBSERVATIONS
<u>Color of water</u>				
green				
brown-grey				
pink-red				
milky/clear				
<u>Odor</u>				
<u>Debris, foam, scum</u>				
<u>Floating macrophytes</u>				
<u>State of embankments</u>				
(erosion, rats, vegetation)				
<u>Inlet and outlet structures</u>				
(obstructed)				
<u>Water level</u>				
(normal, too high, too low)				
OTHER OBSERVATIONS, maintenance operations carried out				
.....				

Source: CEMAGREF, 1985

Curage des boues

Afin de maintenir un volume efficace dans le bassin anaérobique, les boues doivent être curées tous les un à trois ans. Le bassin anaérobique doit être curé de ses boues lorsqu'elles remplissent un tiers du bassin. Mara et al. 1992 donne la fréquence de curage selon (le curage des boues se fait tous les n années) :

$$n = \frac{V}{3Ps} \quad (\text{E. 37})$$

Où:

- V = volume du bassin anaérobique [m^3]
- P = nombre de personnes desservies par la station de traitement
- s = taux d'accumulation des boues [communément $0.04\text{m}^3/\text{personne. an}$]

Le bassin anaérobie ne doit jamais être complètement vidé ; une faible quantité de boues doit être laissée dans le bassin car elles contiennent les bactéries nécessaires à la digestion et qui vont en reconstituer la population bactérienne. Le niveau des boues dans les bassins anaérobique et facultatif peut être déterminé par le « test du drap blanc¹ ». Un drap blanc est enroulé autour d'une perche, qui est lentement descendue verticalement dans le bassin jusqu'à en toucher le fond et ensuite lentement remontée. La profondeur de la couche de boue sera très visible sur le drap car des particules de boue s'y seront incrustées.

Le curage peut se faire par un pompage régulier en tête de bassin. Si le curage n'est pas réalisé régulièrement, les boues s'accumulent et deviennent compactes au fond et ne peuvent plus être curées par un simple pompage. Une pelle mécanique est alors nécessaire, et le curage doit être réalisé avec soin afin de ne pas endommager l'imperméabilité du bassin. Si les boues ne sont pas enlevées, le volume devient inférieur à celui pour lequel la station a été dimensionnée, l'efficacité de la station diminue et cela peut mener à une spirale d'effets indésirables.

Suivi et évaluation des performances

Dès qu'une telle station est construite, un planning de surveillance et un contrôle adéquat du processus (effluent à l'entrée, bassins et effluent de sortie) doit être implémenté. Il est nécessaire de suivre l'efficacité mensuellement, ou mieux encore hebdomadairement si c'est possible, et d'évaluer les performances afin de contrôler que l'effluent de sortie respecte les normes légiférées en vigueur.

Les échantillons d'eau doivent être représentatifs de l'eau dans la station. La qualité de l'eau d'un bassin varie selon l'heure de la journée, il est donc parfois utile de faire un échantillonnage à différents moments de la journée. Un protocole d'échantillonnage doit être établi. La station de lagunage doit être évaluée au minimum selon les paramètres requis par les autorités locales. Lorsque c'est possible, des échantillons doivent être pris dans le courant d'eau car ils sont plus représentatifs de la charge réelle de pollution de l'eau. Les

¹<http://www.leeds.ac.uk/civil/cei/water/tphe/publicat/pdm/indiafiles/>

indicateurs de base pour évaluer la qualité et rendement épuratoire sont la température, le pH, l'oxygène dissous, DBO₅, les matières en suspension, les coliformes fécaux, l'azote et la couleur des bassins.

Exemple de dimensionnement d'une station par lagunage

Considérant une population (P) de 100 000 habitants, une DBO₅ de 40g/j et un débit de 100 L/j par habitant. La température de dimensionnement est de 26°C. La qualité microbiologique de l'eau à atteindre est de 100 FC/ 100 ml. L'épuration doit se faire par une série de bassins anaérobies, facultatifs et de maturation.

Le bassin anaérobique

Débit $Q = 100 \cdot 10^{-3} \cdot 100,000 = 10,000 \text{ m}^3/\text{jour}$

Effluent à l'entrée BOD₅, $L_i = 40 \cdot 10^3 / 100 = 400 \text{ mg/l}$

Le tableau 1 donne la charge en DBO $\lambda_v = 350 \text{ g/m}^3 \cdot \text{jour}$.

Volume V:

$$V = \frac{L_i Q}{\lambda_v} = \frac{400 \cdot 10000}{350} = 11,430 \text{ m}^3 \quad (\text{E. 38})$$

Si la profondeur est de 3m, la surface utile est de 0,38 Ha. Le temps de rétention hydraulique, V/Q , est de 1.14 jours, et l'abattement de DBO₅ est approximativement de 60%. Le curage des boues serait requis tous les n ans, avec n donné par :

$$n = \frac{\frac{V}{3}}{P \cdot 0.04} = \frac{\frac{11430}{3}}{100,000 \cdot 0.04} = 0.95 \approx 1 \text{ an} \quad (\text{E. 39})$$

Ce qui présume une accumulation de boues de 0,04 m³ par personne et par an, et un curage des boues lorsque le bassin est rempli au 1/3 de son volume.

Le bassin facultatif

Le dimensionnement est donné par l'équation (E. 18):

$$\lambda_s = 350(1.107 - 0.002T)^{-2.5} = 350[1.107 - (0.002 \cdot 26)]^{-2.5} = 369 \text{ (kg/ha.jour)}$$

La surface est donnée par (E. 17):

$$A_f = 10L_i Q / \lambda_s = 10 \cdot (400 \cdot 0.4) \cdot 10,000 / 369 = 43,360 \text{ (m}^2\text{)}$$

Le temps de rétention est donné par (E.19):

$$\theta_f = \frac{A_f D}{(2Q_i - 0.001A_f e)}$$

Où e est le taux d'évaporation nette (E= 6 mm/jour). En prenant une profondeur de 2, 0 m, cela devient :

$$\theta_f = \frac{2 \cdot 43,360 \times 2}{2 \times 10,000 - 0.001 \cdot 43,360 \cdot 6} = 8.78 (\text{jours})$$

Le débit de l'effluent est de :

$$Q_e = Q_f - 0.001 A_f \rho = 10,000 - (0.001 \cdot 43,360 \cdot 6) = 9739.8 \text{ (m}^3/\text{jour)}$$

Le bassin de maturation

Pour 26°C, la valeur de k_T est donnée par (E. 30):

$$K_T = 2.6(1.19)^{26-20} = 7.38 \text{ (jour}^{-1}\text{)}$$

L'équation E. 28 ou 29 peut être recalculée comme suit :

$$\theta_m = \frac{\left[\frac{10^8}{10^3 (1 + (7.38 \times 1.14)) \cdot (1 + (7.38 \times 8.78))} \right]^{\frac{1}{n}}}{7.38}$$

= 21.7 jours pour n=1
= 1.58 jours pour n=2

Pour n = 2, θ_m égal à 2 jours est choisit.

La charge du bassin de maturation est vérifiée par l'équation (E. 26):

$$\lambda_{sml} = \frac{10(0.3L_i)D}{\theta_{ml}} = 10 \cdot 0.3 \cdot 400 \cdot 1.5 / 2 = 900 \text{ kg/ha.jour}$$

Cette valeur est supérieure à 75% de la charge du bassin facultative (=0.75.369 = 276.75 kg/ha.jour). $\lambda_{s(ml)}$ est considéré à 277 kg/ha.jour et θ_{ml} calculé par :

$$\theta_{ml} = \frac{10L_i D}{\lambda_{ml}} \theta_{ml} = 10 \cdot 0.3 \cdot 400 \cdot 1.5 / 277 = 6.5 \text{ jours}$$

Le temps de rétention dans les bassins de maturation suivants sont calculés par :

$$\theta_m = \frac{\left[\frac{10^8}{10^3 (1 + (7.38 \times 1.14)) \cdot (1 + (7.38 \times 8.78)) \cdot (1 + (7.38 \times 6.5))} \right]^{\frac{1}{n}}}{7.38}$$

= 0.31 jours pour n=1
= 0.11 jours pour n=2

Pour une profondeur de 1,5 m, la superficie du premier bassin est donnée par l'équation (E. 27):

$$A_{m1} = \frac{2Q_i \theta_m}{2D + 0.001e\theta_m} = \frac{2 \times 9739.8 \times 6.5}{(2 \times 1.5) + (0.001 \times 6 \times 6.5)} = 41,664 \text{ m}^2$$

Le débit de l'effluent est de :

$$Q_e = Q_r - 0.001 A_{m1} e = 9739.8 - (0.001 \times 41,664 \times 6) = 9489.8 \text{ m}^3/\text{jour}$$

Et pour le second bassin de maturation :

$$A_{m2} = \frac{2 \times 9489.8 \times 0.31}{(2 \times 1.5) + (0.001 \times 6 \times 0.31)} = 1,960 \text{ m}^2$$

et

$$Q_e = Q_r - 0.001 A_{m1} e = 9489.8 - (0.001 \times 1,960 \times 6) = 9,5 \text{ m}^3/\text{jour}$$

L'abattement de DBO

Considérant un abattement cumulé de 90% de la DBO filtrée par les bassins anaérobique et facultatif, et de 25% dans chacun des deux bassins de maturation, l'effluent final aura une DOB filtrée (sans présence d'algues) de $400 \times 0.1 \times 0.75 \times 0.75 = 22.5 \text{ mg/l}$, ce qui est satisfaisant.

Résumé

Bassin anaérobique	volume	11,430 m ³
	Temps de rétention	1.14 jours
Bassin(s) facultatif(s)	Superficie active	43,360 m ²
	Superficie au niveau max Ratio Longueur/largeur= 10/1	54,200 m ²
	Temps de rétention	8.78 jours
Premier bassin de maturation	Superficie active	41,664 m ²
	Superficie au niveau max Ratio Longueur/largeur= 10/1	52,080 m ²
	Temps de rétention	6.5 jours
Second bassin de maturation	Superficie active	1,960 m ²
	Superficie au niveau max Ratio Longueur/largeur= 10/1	2,450 m ²
	Temps de rétention	0.31 jours

4.1.5 Liste bibliographique

ABIS, K.L., 2002. *The Performance of Facultative Waste Stabilisation Ponds in the United Kingdom*. Thesis, University of Leeds, School of Civil Engineering. 212 p.

ALEXANDRE, O., BOUTIN, C., DUCHENE, P., LAGRANGE, C., LAKEL, A., LIENARD, A., and ORDITZ, D., 1998. *Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités*. Document technique FNDAE n°22. Cemagref Editions. 96 p.

ARTHUR, J.P., 1983. *Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries*. Urban Development, Technical Paper 7. Washington D.C., The World Bank. 106 p.

AYRES, R.M., ALABASTER, G.P., MARA, D.D., and LEE, D.L., 1992. *A design equation for Human Intestinal Nematode Egg Removal In Waste Stabilization Ponds*. *Wat. Res.*, 26, 863-865.

BCEOM, 1990. *Application du procédé de lagunage naturel au traitement des eaux usées domestiques des collectivités de petite à moyenne importance: memento technique*. Côte d'Ivoire, Abidjan : BCEOM. 36 p.

CEMAGREF, 1985. *L'exploitation des lagunages naturels : guide technique à l'usage de petites collectivités*. France, Lyon : Division Qualité des Eaux, Pêche et Pisciculture du CEMAGREF, groupement de Lyon. 68 p.

CEMAGREF, 1997. *Le lagunage naturel : Les leçons tirées de 15 ans de pratique en France, 1*. Coédition Cemagref Editions. 60 p.

CURTIS, T. P., MARA, D. D., and SILVA, S. A., 1992. *Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage faecal coliforms in waste stabilization pond water*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 58, 1335-1343.

DRIOUACHE, A., SIMONIS, P., WAUTHELET, M., HAHN, H.H., and HOFFMANN, E., 1997. *Utilisation du biogaz à la station de Ben Sergao (Maroc) – Méthodes et résultats*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. 55p.

EPA, 1977a. *Operation Manual Stabilization Ponds*, Zickefoose, C. and Hayes R.B., Washington D.C. U.S. EPA, Office of Water Program Operations.

EPA, 1977b. *Process Design Manual Wastewater treatment facilities for sewered small communities*. EPA-625/1-77-009. Ohio, Cincinnati. U.S. EPA, Office of Technology and Transfer.

HOUNG, H.J.S. and GLOYNA, E.F., 1984. Phosphorus models for waste stabilization ponds. *Journal of Environmental engineering*, vol.110, n°3. Virginia, Reston: ASCE. 550–561.

MALINA, J.F., 1971. *Design for biological wastewater treatment processes*. Texas, Austin : Texas University. 221 p.

MARA, D.D., and PEARSON, 1986. *Artificial freshwater environment: Waste stabilization ponds*. Biotechnology, 8, 177-206. VCH Verlagsgesellschaft : Weinheim.

MARA, D.D., and SILVA, S.A., 1986. *Removal of intestinal nematode eggs in tropical waste stabilization ponds*. Journal of tropical medicine and hygiene, 89(2), 71-74.

MARA, D.D., and PEARSON, 1987. *Waste stabilization ponds: Design manual for Mediterranean Europe*, Copenhagen, Denmark: World Health Organization, Regional Office for Europe. 53 p.

MARA, D.D., ALABASTER, G.P., PEARSON, H.W., and MILLS, S.W., 1992. *Waste Stabilization Ponds: A Design Manual for Eastern Africa*. Lagoon Technology International. Leeds, England.

MARA, D.D., 2003. *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. EARTHSCAN. England.

MARA D.D., 2005. Pond process design – a practical guide. In: A. SHILTON (Ed.) : pp.168-187. *Pond Treatment Technology*. London : IWA Publishing.

OFFICE INTERNATIONAL DE L'EAU, 2001. *Guide : Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 eq-hab)*. 42p.

OSWALD, W.J., 1975. *Waste Pond Fundamentals*. Washington, DC: The World Bank.

PANO, A., and MIDDLEBROOKS, E.J., 1982. *Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds*. Journal of the Water Pollution Control Federation, 54(4), 344-351.

PEARSON, H.W., MARA, D.D., SMALLMAN, D.J., and MILLS, S., 1987. *Physicochemical parameters influencing faecal Coliform survival in waste stabilization ponds*. Wat. Sc. and Tech., 19(12), 145-152.

PESCOD, M.B., and MARA, D.D., 1988. *Design, operation and maintenance of wastewater stabilization ponds*. Ch. p, Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation. M.B. Pescod and A. Arar (eds). Butterworths, Sevenoaks, Kent

REED, S.C., 1985. *Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds*. Journal of the Water Pollution Control Federation, 57(1), 39-45.

RUIHONG, Z., 2001. *Biology and Engineering of Animal Wastewater Lagoons*. California, Davis : University of California, Biological and Agricultural Engineering Department. 9 p.

TRAN DUC HA, 2006. *Domestic Wastewater Treatment Plants small scale*. Science and Technique, Ha Noi, Vietnam.

VIETNAMESE CONSTRUCTION DESIGN STANDARDS TCXDVN 51:2006.

VIETNAMESE ENVIRONMENTAL STANDARDS TCVN 5945:2005.

WHO, 1989. *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Technical Report No. 778, WHO, Geneva, 74 p.

WHO, 2006. *Guidelines for safe use wastewater, excreta and grey water*. Policy and Regulatory aspects vol.1, WHO, Geneva, 100 p.

4.2 Wetlands

4.2.1 Introduction

Les zones humides sont des écosystèmes qui ont une eau de faible profondeur permanente, ou une nappe permanente en surface ou proche de la surface, avec une végétation adaptée à des sols saturés en eau. Les végétaux utilisent l'énergie solaire pour assimiler le carbone de l'atmosphère et produire de la matière organique, qui à son tour produit de l'énergie aux organismes hétérotrophes (animaux, bactéries, champignons).

La productivité des zones humides est parmi les plus importantes au monde grâce à l'approvisionnement en eau et nutriments en suffisance dans ces écosystèmes. Les zones humides ont également une très grande capacité à dégrader et transformer la matière organique et d'autres substances. Les marais reconstitués ou construits (Constructed Wetlands, CW) utilisent cette capacité pour améliorer la qualité de l'eau (traitement des eaux usées urbaines, industrielles, agricoles, et de ruissellement). Les zones humides sont les « reins du paysage » par leurs fonctions dans les cycles hydrogéologiques et chimiques, en tant que receveurs en aval de sources humaines et naturelles (Mitsch and Gosselink, 1993).

Alors que le traitement des eaux usées est le premier objectif de ces systèmes, certains d'entre eux fournissent en plus un refuge pour la faune sauvage et une aire publique récréative. Ces zones humides abritent un pourcentage inhabituellement large de nos faunes sauvages. Ils sont comme des « supermarchés bio » par la riche biodiversité qu'ils offrent. De nombreuses espèces de la faune (oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, etc.) nécessitent une zone humide à un stade précis de leur cycle de développement, et un plus grand nombre encore d'espèces utilisent les zones humides périodiquement (Hammer, 1992). Ces zones humides ont aussi une grande valeur paysagère.

4.2.2 Définition et terminologie

Les marais, les terres ou les zones humides sont des écosystèmes qui ont une eau de faible profondeur permanente, ou une nappe permanente en surface ou proche de la surface, avec une végétation adaptée à des sols saturés en eau.

Les marais construits (constructed wetlands), filtres plantés, lits végétalisés, roselières, ou encore marais artificiels selon la terminologie employée sont créés intentionnellement dans le seul but du traitement des eaux usées ou eaux de ruissellement, alors que les marais reconstitués (created wetlands) sont intentionnellement créés pour produire ou remplacer un habitat naturel (Hammer, 1992). Jusque dans les années 1980, la littérature emploie plutôt le terme de marais artificiel (artificial wetlands) à la place de marais construits (constructed ou treatment wetlands). Les canadiens parlent de terres humides aménagées pour définir les systèmes qui utilisent ces terres pour le traitement des eaux. Aujourd'hui, la plupart des scientifiques ont opté pour les termes qui mettent en

avant la vocation de traitement des eaux. Les zones humides ou marais restaurés ou réhabilités (restored wetlands) réfèrent à la réhabilitation de zones qui ont été dégradées ou hydrologiquement altérées. Les marais ou terres humides d'atténuation (mitigation wetlands) en appellent aux zones qui sont construites pour remplacer des fonctions perdues de zones humides par le développement de projets urbains tels que par exemple, la construction d'une autoroute ou l'implantation d'un centre commercial.

A l'exception des canadiens francophones et de français puristes, ces termes sont habituellement peu traduits et restent souvent employés dans leur terminologie anglaise.

4.2.3 Hydrologie et hydraulique

Les conditions hydrologiques des terres humides ont une influence sur les sols, la faune et la flore, par le biais des caractéristiques des écoulements et du stockage de l'eau. Ces caractéristiques hydrologiques définissent le temps durant lequel une eau chargée de nutriments restera dans le système, et la disponibilité et la possibilité d'interactions de ces substances avec l'écosystème. Le dimensionnement de ces systèmes, le débit, les caractéristiques pédologiques, et la végétation déterminent les conditions hydrauliques. Une eau peut entrer dans une zone humide par un rejet à l'entrée, par des précipitations, du ruissellement et même des nappes aquifères. De l'autre côté, une eau sort du marais par un débit de sortie, par évaporation et par infiltration dans le sol. Le bilan en eau entre les entrées et les sorties et les caractéristiques physiques du système, en déterminent l'hydraulique.

Le bilan en eau d'une terre humide décrit les caractéristiques générales de l'hydraulique de base qui régit le système. Dans un marais artificiel, l'apport majoritaire en eau est le débit d'entrée. Des restrictions locales de rejets en eau peuvent limiter les possibilités d'infiltration, en fonction de la nature de l'eau traitée. Les autres composants du bilan en eau dépendent des facteurs climatiques. Le bilan en eau se définit par :

$$Q_i - Q_o + Q_c - Q_b + Q_{sm} + (P - ET - I)A = \frac{dV}{dt} \quad (\text{E. 40})$$

Où,

- Q_i = débit d'entrée [m^3/j]
- Q_o = débit de sortie [m^3/j]
- Q_c = taux de ruissellement du bassin versant [m^3/j]
- Q_b = perte de charge [m^3/j]
- Q_{sm} = fonte de neige et glace [m^3/j]
- P = hauteur des précipitations [m^3/j]
- ET = Evapotranspiration [m^3/j]
- I = taux d'infiltration [m^3/j]
- A = aire [m^2]
- t = temps [$1/\text{j}$]
- V = volume [m^3]

Le bilan théorique de l'eau dans un système suggère que toute l'eau à l'intérieur du filtre est en mouvement, mais la géométrie des lits, le système de distribution de l'eau à l'entrée et à la sortie, une compartimentalisation non adéquate, et d'autres facteurs peuvent créer des eaux stagnantes ou zones mortes à l'intérieur du filtre végétal. Ces zones mortes ne participent pas au processus d'épuration et réduisent la superficie effective d'un système. Elles doivent être évitées par une optimisation du dimensionnement.

4.2.4 Types de marais artificiels

La première classification des marais artificiels est basée sur le type de végétaux macrophytes dominants. Ces derniers peuvent être des *macrophytes flottants* flottant à la surface libre où le système racinaire flotte avec la plante entière en surface ; des *macrophytes émergents*, où le système racinaire est ancré dans le fond et le végétal se développe au dessus de la surface ; ou encore, des *macrophytes immergés*, dont le système racinaire est ancré dans le fond et le végétal se développe sous la surface (Brix and Schierup, 1989). La plupart des marais construits qui exploitent ces écosystèmes sont plantés de macrophytes émergents ; leur dimensionnement varie selon le substrat utilisé et le régime hydrique (voir

Figure 4-11).

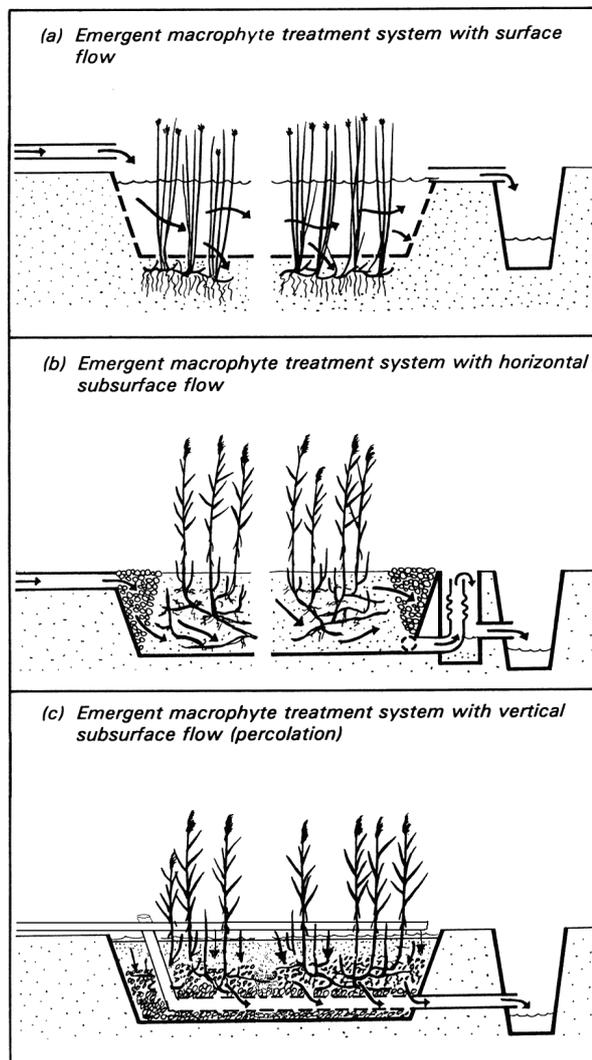
Une autre classification, secondaire, se base sur les écoulements hydrauliques qui peuvent être d'une part des écoulements de surface ou écoulements de sous-surface et d'autre part, des écoulements verticaux ou écoulements horizontaux.

Les systèmes à écoulement de surface

Les systèmes à *écoulement de surface libre* sont inondés et la surface de l'eau est exposée à l'atmosphère ; alors que dans les *écoulements de sous surface* le niveau d'eau est dans le substrat du lit, sous la surface. Dans les systèmes à écoulement horizontal de sous surface, le substrat est en condition de saturation permanente ; dans les systèmes à écoulement vertical, le substrat est non saturé car l'eau est apportée à des intervalles de temps plus ou moins réguliers et percole au travers un substrat non saturé (similaire aux filtres à sable intermittents).

Tous les types de systèmes sont plantés d'au moins une espèce de macrophyte émergent aquatique dans un substrat de sol, gravier ou sable. Une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques va permettre un abattement des polluants par sédimentation, précipitation, adsorption aux particules du substrat, assimilation par les tissus des plantes et transformation microbiologiques (Brix, 1993; Vymazal *et al*, 1998).

FIGURE 4-11 : LES MACROPHYTES EMERGENTES DES SYSTEMES D'EPURATION DES EAUX PAR FILTRE ARTIFICIEL



a) système à écoulement de surface libre, avec l'espèce végétale *Scirpus lacustris*; b) système à écoulement horizontal de sous surface, avec l'espèce végétale *Phragmites australis*; et c) système à écoulement vertical de sous surface, avec espèce végétale *Phragmites australis* (adapté de Brix, 1993).

Les zones humides naturelles varient en taille de moins de 1 hectare à plus de 1000 ha, et 50% ont une dimension de 10 à 100 ha. Les marais artificiels sont généralement de plus petites dimensions, 60 % font moins de 10 ha. En général, les taux de charge hydraulique sont moins importants dans les systèmes naturels, même s'il n'y pas de consensus de dimensionnement (Kadlec and Knight, 1996). Les systèmes dimensionnés pour produire un effluent final avec de faibles teneurs en azote et en phosphore (ou pour une rétention complète) ont généralement de très faibles taux de charge surfacique, alors que les systèmes dimensionnés pour réduire la demande biologique en oxygène (DBO) et les solides en suspension ont des taux de charge plus élevés. La hauteur d'eau dans les filtres plantés varie de 5 à 90 cm, le plus commun étant de 30 à 40 cm.

Les prétraitements les plus répandus sont des bassins de stabilisation facultatifs ou aérés, indiquant également que beaucoup de ces systèmes constituent l'étape de polissage dans une station par lagunage existante.

Les systèmes à écoulement de sous surface

En Europe, plusieurs centaines de filtres avec un substrat de sol ou de graviers et à écoulement de sous surface ont été construits. La plupart de ces systèmes sont plantés de roseaux communs (*Phragmites australis*), certains incluant d'autres espèces végétales des zones humides. Le substrat est soit du sol, soit des graviers, qui assurent l'écoulement de sous surface. La majorité des systèmes basés sur un substrat de type sol sont confrontés à des problèmes de ruissellement de surface, et les systèmes à substrat type graviers font face au colmatage. Les systèmes à écoulement de sous surface requièrent une surface plus petite par équivalent habitant (< 0,5 ha pour des petites collectivités) que les systèmes à écoulement de surface libre, et permettent un taux de charge hydraulique supérieure.

En Europe, ces systèmes fournissent un traitement secondaire des eaux usées domestiques pour des petites collectivités, allant jusqu'à 4400 équivalent habitant (EH) ; en Amérique du Nord (Etats-Unis et Canada), ces systèmes sont aussi développés pour produire un traitement tertiaire pour des populations plus importante et/ou pour des eaux usées industrielles.

4.2.5 Les mécanismes d'épuration dans les filtres plantés

Le mécanisme majeur d'épuration de l'azote dans les marais construits est la nitrification-dénitrification (Gersberg and Goldman, 1983; Reddy et al., 1989). Les bactéries nitrifiantes oxydent l'azote ammoniacal (N-NH₄) en azote nitrique (N-NH₃) dans les zones aérobies et les bactéries dénitrifiantes convertissent l'azote nitrique (N-NH₃) en azote gazeux (N₂) dans les zones anoxiques. L'oxygène nécessaire à la nitrification est fourni par l'oxygène atmosphérique et par les racines des plantes. Dans les lits à écoulement vertical, où la charge est intermittente, l'oxygénation y est beaucoup plus efficace, ce qui améliore fortement les capacités de nitrification par rapport aux lits à écoulement horizontal de sous surface, qui sont constamment saturés en eau, et avec des échanges atmosphériques limités. Les plantes prélèvent également une fraction azotée et l'incorpore dans la biomasse totale. Les prélèvements d'azote par les plantes ne participent néanmoins que faiblement à l'épuration de l'azote dans l'effluent, en comparaison à l'épuration selon le processus de nitrification-dénitrification.

D'autres mécanismes contribuent aussi à la dégradation des polluants. Des zones anaérobies se produisent régulièrement dans les filtres plantés et participent à l'épuration des polluants. Les bactéries anaérobies hétérotrophes dégradent les composés organiques et sont essentielles à la dénitrification des nitrates. La dénitrification ne peut se faire qu'en l'absence d'oxygène et en

présence d'une source carbonée suffisante pour nourrir les bactéries dénitrifiantes.

L'épuration du phosphore dans les marais reconstitués se fait par les voies d'adsorption ; de réactions de précipitation avec l'aluminium (Al), le fer (Fe), le calcium (Ca) et les minéraux argileux des sédiments (Richardson, 1985). L'alternance d'épisodes secs et humides améliore la fixation du phosphore dans les sédiments (Bayley et al., 1985; Sah and Mikkelsen, 1986). Les prélèvements par les plantes ne peuvent être significatifs que pour des systèmes à faibles charges surfaciques (Reddy and De Busk, 1985; Breen, 1990).

Les filtres plantés abattent les pathogènes par les mécanismes de sédimentation, de filtration et par la mortalité des germes dans un environnement non favorable (Lance et al., 1976; Gersberg et al., 1987; Watson et al., 1989). De plus, des exsudats racinaires des macrophytes produisent un effet d'antibiotiques sur les bactéries (Seidel et al., 1978). Les radiations solaires du spectre des ultra-violets ont un effet important pour les eaux de surface libre.

Les métaux lourds et éléments traces présentent une grande affinité par adsorption et complexation sur les matériaux organiques et s'accumulent dans les sédiments. Le prélèvement par les plantes et les dégradations microbiologiques peuvent aussi être importants (Watson et al., 1989).

TABLEAU 4-3 : LES MECANISMES EPURATOIRES DANS LES FILTRES PLANTES

Composant	Mécanisme épuratoire
Solides en Suspension	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sédimentation/filtration et dégradation
DBO	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Dégradation microbologique (aérobie et anaérobie) ▪ Sédimentation (accumulation de matière organique/ boue à la surface des sédiments)
Azote	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ammonification suivie de la nitrification et dénitrification microbologique ▪ Prélèvements par les plantes ▪ Volatilisation de l'ammoniac
Phosphore	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sorption sur le substrat (adsorption- réactions de précipitation avec l'aluminium, le fer, le calcium et les minéraux argileux du sol) ▪ Prélèvement par les plantes
Pathogènes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sédimentation/filtration ▪ Mortalité naturelle ▪ Radiation UV ▪ Excrétion d'antibiotiques par les racines des macrophytes

4.2.6 Les performances épuratoires

Tous les types de roselières épurent les solides en suspension efficacement, avec des concentrations de sortie généralement inférieures à 20 mg/L et souvent même moins de 10 mg/L, malgré des concentrations très importantes à l'entrée. Les concentrations de sortie peuvent être plus élevées si le système a des zones d'eau libre à proximité de l'exutoire, par la production d'algues planctoniques. Les marais artificiels doivent être construits avec des zones d'eaux peu profondes plantées de végétaux émergents à la sortie du système afin de retenir les algues, avant le rejet final dans l'environnement. Les végétaux émergents limitent la croissance des algues par l'ombrage et la diminution de l'intensité lumineuse qui atteint la surface par leur couvert végétal.

Les filtres plantés (Constructed Wetlands (CWs)) ont des taux d'abattement efficace de la DBO, avec des concentrations à la sortie typiquement de moins de 20 mg/L. Toutes les zones humides, qu'elles soient naturelles ou artificielles, ont leur propre cycle de carbone interne qui produit une DBO de faible concentration (1 à 3 mg/L), ce qui constitue le bruit de fond et fixe la valeur limite inférieure qu'il est possible d'atteindre pour les effluents de sortie (Kadlec and Knight, 1996). Même dans les régions climatiques tempérées avec des températures inférieures à zéro durant l'hiver, la DBO de l'effluent de sortie reste uniformément basse (Brix, 1998).

Les réductions de l'azote et du phosphore dans les filtres végétalisés sont plus variables et dépendent des caractéristiques de dimensionnement et des taux de charge. L'accrétion de résidus de la biomasse et des minéraux est le seul mécanisme épuratoire durable pour la réduction du phosphore dans les filtres plantés. Etant donné qu'il s'agit d'un processus extrêmement lent, la surface nécessaire pour de tels systèmes, dimensionnés dans le but de réduire la teneur en phosphore, est généralement très grande et reçoit dès lors un effluent très dilué ou prétraité. Les CWs réduisent plus facilement l'azote que le phosphore que d'autres systèmes d'épuration intensifs et/ou extensifs. Les micro-organismes transforment et relâchent le di-azote gazeux dans l'atmosphère. Etant donné que l'oxygénation est le facteur limitant à la réduction de l'azote, le dimensionnement du marais artificiel, le type et la composition des eaux usées déterminent fortement l'abattement azoté. Les systèmes à écoulement de sous surface réduisent la concentration en azote de 30 à 40% ; les systèmes à écoulement de surface libre ont des taux de charge inférieurs et ont souvent des rendements de plus de 50%.

Les roselières semblent être efficaces pour retenir des charges significatives de différents métaux lourds. Quoiqu'il en soit, leur capacité de stockage peut vraisemblablement être dépassée et les concentrations atteignent un niveau de toxicité pour le biotope. A cet effet, les marais ne devraient pas traiter des eaux usées fortement chargées en ces éléments.

Les marais artificiels pour le traitement des eaux réduisent les pathogènes par les mécanismes de mortalité naturelle, basses températures, UV, radiation solaire, environnement chimique aquatique défavorable, prédation et sédimentation. En

général, le temps de séjour dans un marais est long et le procédé d'épuration semble être efficace, particulièrement dans les systèmes plantés.

Les plantes des marais sont très productives et nécessitent dès lors des quantités considérables de nutriments pour leur croissance et reproduction. Les prélèvements par les plantes peuvent réduire les nutriments contenus dans les eaux usées pour leur besoin, les lier à la biomasse du système qui est ensuite éliminée par le fauchage et la récolte des plantes. Ce mécanisme d'épuration par croissance et fauchage de la biomasse est cependant insignifiant en comparaison aux taux de charge en nutriments injectés dans le système par l'effluent d'entrée (détaillé plus loin dans le rôle des plantes).

4.2.7 Les avantages annexes des filtres plantés

Toutes les zones humides – naturelles ou artificielles- offrent un abri à des populations animales et végétales et possèdent une valeur paysagère.

Contribution à la chaîne alimentaire

Le type de plantes produites et donc le type de chaîne alimentaire qui s'y développe dépend de l'habitat physique dans la zone humide. Les terres humides naturelles sont parmi les écosystèmes terrestres les plus productifs, du à leur ample provision en eau et nutriments en provenance des terres en amont. (Mitsch and Gosselink, 1993). Par exemple, dans une zone humide avec des eaux peu profondes et des plantes émergentes dominantes, le couvert végétal réduit le développement algal par atténuation de la luminosité qui atteint la surface d'eau. Si la production d'algues est souhaitée pour augmenter la contribution à la chaîne alimentaire aquatique (qui seront utilisées par les poissons et coquillages, par exemple), alors la zone humide devra être constituée de zones d'eaux profondes et avec des surfaces en eau libre ouvertes. Si par contre, le filtre végétal est destiné à épurer les matières en suspension, en ce compris les algues, alors ce dernier devra avoir des zones en eaux peu profondes, plantées de végétaux émergents avant l'exutoire afin de retenir les algues par filtration et réduire leur croissance par un milieu ombragé moins favorable à leur développement. Dans certains cas, un bénéfice secondaire des filtres végétalisés qui ont la vocation d'améliorer la qualité des eaux, inclut la production d'espèces 'domestiquées', telles que les poisson-appâts ou les moules d'eau douce. Si la zone humide est destinée à la production d'écrevisses ou tout autre type d'aquaculture, un contrôle opérationnel strict s'impose et des considérations spécifiques doivent être apportées pour les infections de pathogènes.

Habitat pour la faune sauvage

L'un des effets secondaire le plus évident des marais artificiels est leur potentiel de promouvoir la faune sauvage. Quelle que soit sa taille, son dimensionnement et sa réalisation, il fournira un abri pour des animaux. La création de zones physiquement hétérogènes augmente la diversité de la faune. Par exemple, la

population de gibier d'eau est accrue si les superficies ouvertes en eau de surface libre sont alternées avec des zones de faible profondeur d'eau et végétalisées, et même des îlots qui ne sont jamais inondés. Les échassiers requièrent des zones peu profondes, avec une végétation éparse, des aires de littoral et des vasières ouvertes ; des écosystèmes de transition entre des aires ouvertes en eau profondes et des terres sèches non inondées, fournissent un habitat nourricier pour la faune piscicole, qui à son tour constitue la nourriture pour les échassiers et oiseaux pêcheurs. Des zones humides aménagées de superficie plus grande peuvent même fournir la nourriture et l'habitat pour des rapaces tels que les faucons et éperviers. Les arbres morts ou vivants dans les marais servent de perchoir et de sites potentiels à la nidification des oiseaux. Des petits mammifères comme les souris, grèges ou rats musqués peuvent coloniser ces terres humides et des mammifères plus gros peuvent venir y brouter. En conséquence, les bénéfices annexes qui peuvent être potentiellement atteints pour attirer la faune sauvage ne nécessitent que peu de frais d'investissement et de maintenance supplémentaire, mais peuvent gagner beaucoup dans l'acceptation sociale et la promotion de ces systèmes auprès du grand public.

Les utilisations humaines

Les hommes peuvent utiliser les marais artificiels pour la chasse, la culture de plantations, l'aquaculture et des aires récréatives. De très grands marais artificiels sont ouverts à la chasse pour des groupes privés ou publics. La culture comestible des truffes d'eau (*trappa natans*) pourrait être réalisée dans ce type de marais. Il n'y a cependant pas encore de cas rapportés où les productions sont récoltées significativement. Les initiatives restent locales et de petites tailles.

La première utilisation de ces aires par les hommes est récréative, pour les circuits de promenade, de courses à pied ou à bicyclettes mais aussi pour l'étude de la faune sauvage. De large étendues de marais artificiels destinées à une vocation publique ont été annexées à des parcs existants afin d'en encourager l'utilisation. Des chemins de halage, des circuits et des tours d'observation permettent au public d'observer la diversité dans le marais et la faune sauvage qu'ils abritent. Ces utilisations humaines, ajoutées à la satisfaction d'une « zone verte » et d'une vie sauvage en périphérie de la ville ou du village, peuvent constituer des facteurs importants pour le soutien du public à la protection et la restauration de ces aires existantes ou ayant existé.

4.2.8 Le dimensionnement des lits de roseaux

Les roselières pour le traitement des eaux usées peuvent être classées selon la direction spatiale de l'écoulement hydraulique. Les caractéristiques de l'écoulement hydraulique dans les lits ont une implication épuratoire importante qui se répercute sur le dimensionnement, le mode d'exploitation et la maintenance des systèmes. Les écoulements verticaux et horizontaux sont dès lors différenciés.

Les filtres plantés à écoulement horizontal

Le dimensionnement des filtres implique plusieurs actions, telles que calculer les performances hydrauliques épuratoires, dimensionner le système pour ses structures et pour l'abattement des polluants désirés et autres éléments distincts.

Taille et agencement général

La taille, la disposition et les caractéristiques physiques d'un système dépendent de la topographie, de la géologie et du type de sol sur le site. Dimensionner un filtre végétal et ses composants doit fournir un dimensionnement hydraulique et simultanément garantir une réduction des polluants. Le dimensionnement hydraulique n'est pas une simple tâche et doit tenir compte de plusieurs facteurs. De tels filtres biologiques ne sont pas des systèmes statiques, et les caractéristiques physiques évoluent au cours du temps ; les conditions qui se développent alors peuvent en modifier les performances hydrauliques. Traditionnellement, le dimensionnement hydraulique se base pour les systèmes à écoulement de sous surface sur la loi de Darcy, et pour des systèmes à surface d'eau libre sur les formules de débit dans les canalisations à écoulement libre. Actuellement et grâce à l'outil informatique, il existe de nombreux modèles numériques plus complexes.

La loi de Darcy est la suivante :

$$Q = k_s A_c S_w \quad (\text{E. 41})$$

Où:

- Q = débit moyen à travers le filtre [m^3/d]
- k_s = conductivité hydraulique [m/d]
- A_c = Aire section du filtre [m^2]
- S_w = pente du gradient hydraulique [m/m]

D'autres facteurs entrent en considération pour le dimensionnement hydraulique tel que la pente des cellules, la pente de la ligne supérieure d'eau, les frottements créés par les composants du filtre (plantes, graviers, croissance du biofilm) profondeur effective de la colonne d'eau, cycles de saturation en eau et séchage, et le colmatage possible. La prise en compte des précipitations est un facteur additionnel pour les débits maximal et minimal plus particulièrement. La pente de fond des lits ne doit pas être prise pour contrôler les débits. Les lits doivent être équipés de systèmes de drainage et de contrôle de hauteur de la colonne d'eau.

Les performances épuratoires sont généralement calculées par des modèles épuratoires avec une cinétique de premier ordre qui fournissent soit la superficie requise pour l'obtention d'une qualité d'eau désirée, soit le volume d'eau qui peut être traité. Il y a aussi d'autres modèles plus complexes, qui nécessitent une assistance par ordinateur, qui ont une très bonne compréhension des processus qui se déroulent dans les systèmes et qui fournissent plus de données pour de nouveaux dimensionnement. Le modèle le plus répandu, basé sur le

dimensionnement de la superficie, tient en compte d'une concentration initiale de base (C^*), qui représente la concentration en polluants présents et/ou générés par le filtre lui-même (Kadlec and Knight, 1996).

$$q \frac{dC}{dy} = -k(C_{out} - C^*) \quad (\text{E. 42})$$

$$\ln\left(\frac{C_{out} - C^*}{C_{in} - C^*}\right) = \frac{-k}{q} \quad (\text{E. 43})$$

Où:

- q = taux de charge hydraulique [m/d]
- k = Constante de premier ordre [m/d]
- C_{in} = concentration du polluant à l'entrée [mg/L]
- C_{out} = concentration du polluant à la sortie [mg/L]
- $C^* = C^*$ 'star' = concentration originelle ou bruit de fond dans le filtre [mg/L]

Ce modèle fournit une équation pour estimer la superficie nécessaire pour l'épuration du polluant :

$$\text{Superficie} = \frac{Q}{k} \ln\left(\frac{C_{in} - C^*}{C_{out} - C^*}\right) \quad (\text{E. 44})$$

Où :

- Q = taux de charge hydraulique [m³/d]
- k = Constante de premier ordre [m/d]
- C_{in} = concentration du polluant à l'entrée [mg/L]
- C_{out} = concentration du polluant à la sortie [mg/L] (différente de la précédente)
- C^* = concentration originelle dans le filtre [mg/L]

La valeur du C^* varie selon le type de système, le type de végétation, le type et la qualité de l'eau usée, et selon la saison (Kadlec and Knight, 1996). Les concentrations de base (C^*) sont généralement : 2 à 5 mg/L pour les matières en suspension ; 1 à 5 mg/L pour la DBO ; < 1,5 mg/L pour l'azote ; < 0,02mg/L pour le phosphore et < 300 mg/L pour les coliformes fécaux. Il est toujours recommandé de chercher des données en provenance de systèmes similaires, traitant des eaux usées semblables pour un calcul de dimensionnement.

La constante de premier ordre dépend du polluant et du type de systèmes choisis. Pour certains polluants, cette constante dépend également de la température.

$$k_t = k_{20} \theta^{(T-20)} \quad (\text{E. 45})$$

Où:

- k_T = constante de premier ordre à la température T [m/an]
- k_{20} = constante de premier ordre à 20°C [m/an]
- θ = coefficient de température
- T = température [°C]

Le Tableau 4-44 présente les valeurs généralement utilisées pour le dimensionnement de systèmes à écoulement horizontal.

TABLEAU 4-4 : VALEURS HABITUELLES DE DIMENSIONNEMENT POUR LES FILTRES PLANTÉS

Polluant	écoulement horizontal de surface		Écoulement horizontal de sous surface	
	k_{20} m/an	θ	k_{20} m/an	θ
DBO ₅	34	1.00	180	1.00
MES	1000 ^a	1.00	3000 ^a	1.00
N Total	22	1.05	27	1.05
P Total	12	1.00	12	1.00
Coliformes Fécaux	75	1.00	95	1.00

a = estimation brute non corroborée

Source: Kadlec & Knight, 1996

Compartmentation

Indépendamment de leur taille, les filtres plantés doivent être constitué au minimum de deux cellules en fonctionnement parallèle. Ils peuvent avoir plus de cellules mais de telles décisions sont influencées par des considérations économiques, des limitations géographiques et des impositions de qualité d'eau finale.

Augmenter le nombre de cellules augmente les coûts. La répétition de nombreuses cellules augmente l'aire totale nécessaire, via le nombre de murets ou berges les ceinturant et un plus grand nombre de conduites de distribution et de collecte des eaux. En plus du nombre de cellules, il est important de déterminer la forme des cellules et des berges qui les séparent. Etablir des zones d'eaux profondes dans les cellules de systèmes à écoulement à surface d'eau libre favorise l'efficacité épuratoire. Des zones profondes à l'intérieur de ces systèmes jouent en faveur d'une meilleure répartition de l'eau et un meilleur contrôle de l'écoulement hydraulique, qui à son tour minimise les courts-circuits, favorise le contrôle des écoulements internes et fournit un effluent final de meilleure qualité.

Le ratio de Longueur/largeur est défini par l'hydraulique du système. Le ratio doit donc être défini avec la phase de dimensionnement et va dépendre des besoins hydrauliques. D'autres facteurs doivent être intégrés, tels que la

topographie du site, l'aire à disposition pour la construction, et l'impact environnemental du système. La règle empirique généralement acceptée et appliquée est de considérer que le rapport L/l doit être plus grand ou supérieur à 4.

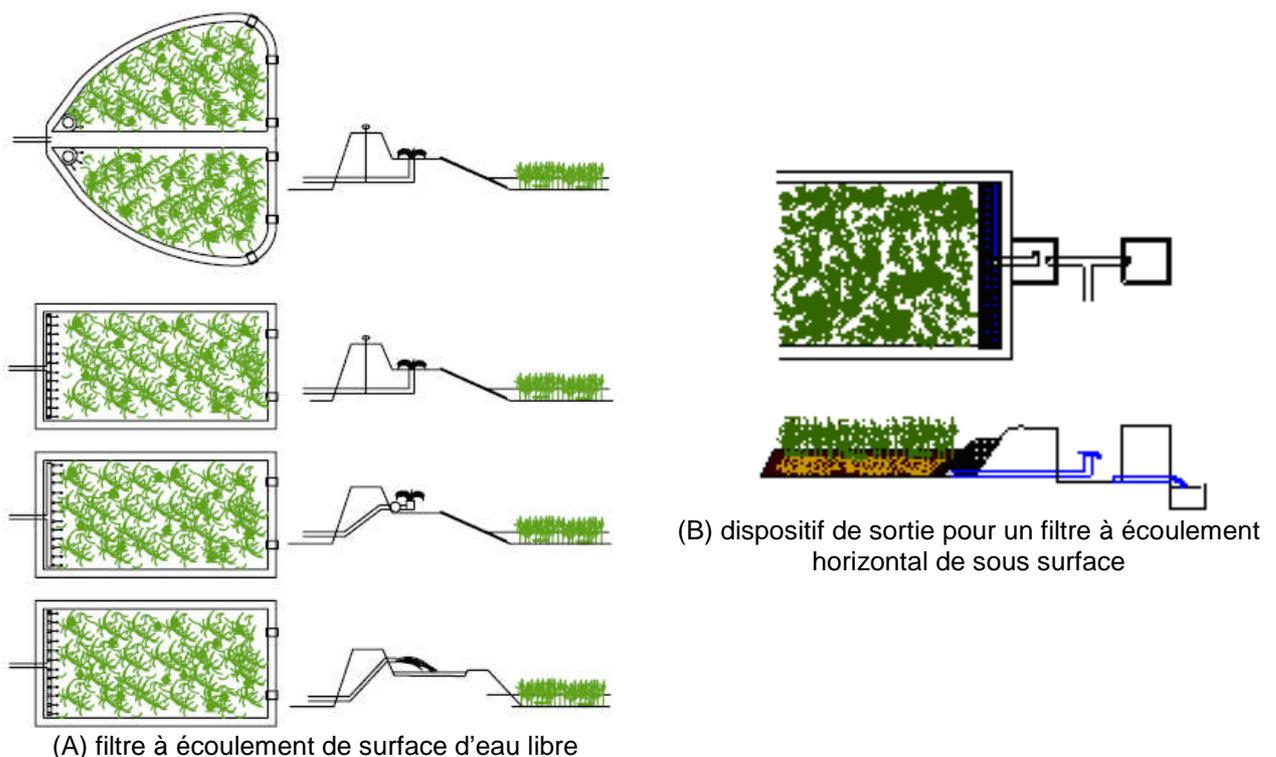
Structures d'entrée et de sortie

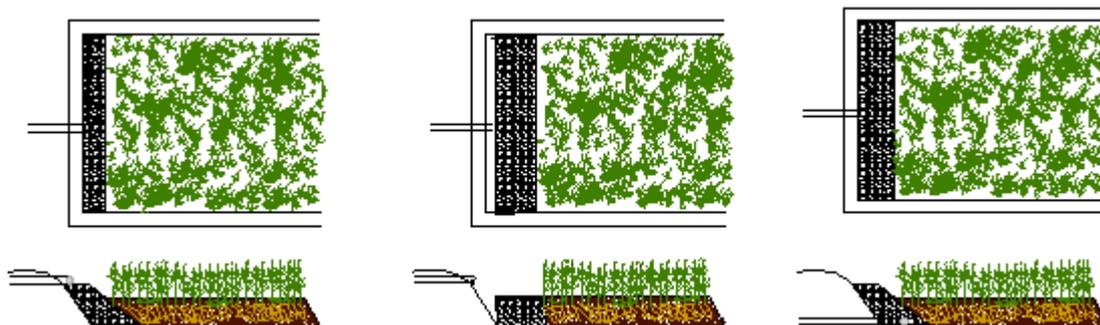
Les structures d'entrée et de sortie sont les composants majeurs d'un système et peuvent mener à un système performant ou en échec opérationnel. Les rampes de répartition dans les filtres plantés doivent être efficaces, à l'abri de tout remous et de fonctionnement facile. De plus, les systèmes de distribution doivent être facilement accessibles pour des ajustements de débits et opérations de maintenance. Les mécanismes de distribution les plus répandus sont les tuyaux perforés, les conduites à déclenchement périodique, les tranchées et chenaux de répartition. Dans les régions à climat plus froid, le système de distribution doit être enterré sous la profondeur de gel, avoir des isolations thermiques e/ou des unités de chauffage.

Les ouvrages de sortie doivent collecter et évacuer l'eau efficacement, mais aussi régler le niveau d'eau dans les lits sub- ou immergés. La figure 4-12 montrent des variantes aux structures d'entrée et de sortie.

FIGURE 4-12 : DISPOSITION VARIEES DE STRUCTURES D'ENTREE ET DE SORTIE

Pour (A) filtre à écoulement de surface d'eau libre, (B) dispositif de sortie pour un filtre à écoulement horizontal de sous surface (C) dispositif d'entrée pour système à écoulement de sous surface





(C) dispositif d'entrée pour système à écoulement de sous surface

Sélection du substrat

Le choix du substrat dépend du type de filtre végétal. Les systèmes à écoulement de surface libre nécessitent au fond des cellules un substrat qui fournit un enracinement aux végétaux. Les systèmes à écoulements de sous surface ont besoin d'un substrat qui possèdent des caractéristiques différentes, afin de permettre le développement de végétaux et d'un biofilm tout en maintenant la conductivité hydraulique et en évitant le colmatage.

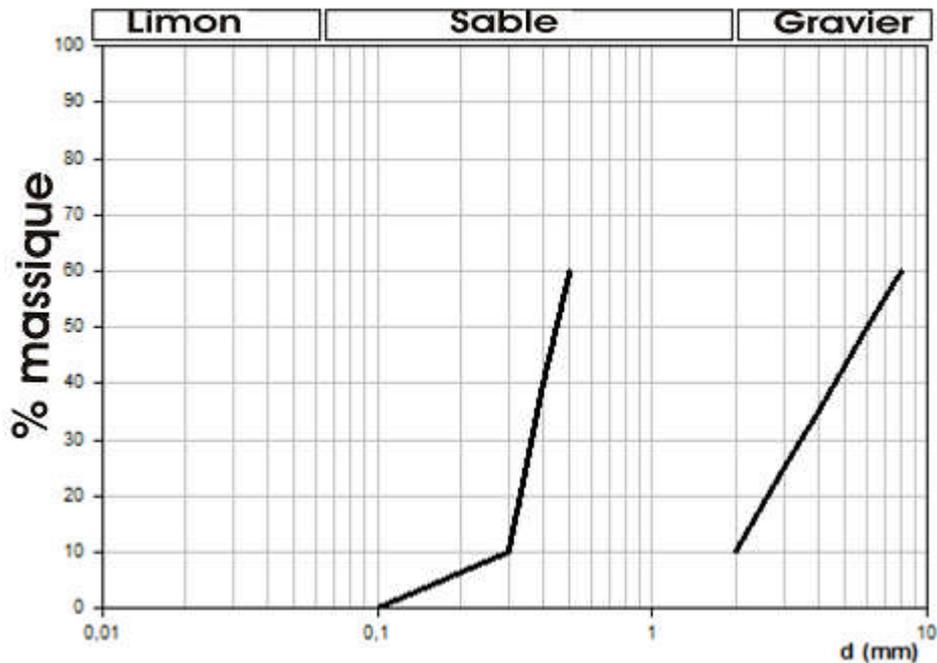
Afin de réduire les coûts, le substrat pour le fond de marais artificiels à écoulement de surface libre doit de préférence être pris dans le sol de surface du site. Le sol de surface doit être retiré et stocké sans être utilisé aux travaux de construction des structures ; les cellules sont ensuite excavées et le sol de surface replacé en couche de fond. La profondeur d'enracinement typique pour des macrophytes est de 40 cm. Le substrat doit avoir au minimum cette profondeur pour les marais artificiels. S'il n'y a pas de sol adéquat, il doit être importé d'un autre site. Les caractéristiques physico-chimiques du sol sont importantes ; des facteurs tels que le pH, les teneurs en métaux, la texture, la porosité, la granulométrie et la teneur en nutriments disponibles détermine la viabilité des végétaux qui seront plantés.

L'une des caractéristiques principales des systèmes à écoulement de sous surface, qu'ils soient à écoulement vertical ou horizontal, est l'écoulement de l'eau à travers le substrat. Le substrat doit respecter un équilibre entre d'une part, une grande conductivité hydraulique et des conditions appropriées pour le développement des végétaux et d'autre part, une surface spécifique suffisante des graviers utilisés pour permettre le bon développement du biofilm. Le diamètre moyen du sable et des graviers utilisés pour les filtres à écoulement de sous surface va de 0,3 à 12 mm.

Il y a plusieurs méthodes pour le choix du substrat et Vymazal (1998), par exemple, recommande d'utiliser des graviers avec une granulométrie croissante selon la qualité de l'effluent d'entrée (3-6, 5-10, 6-12 mm). Les directives danoises (Ministère de l'Environnement et de l'Energie, 1999) pour les filtres à écoulement de sous surface, quant à elles, présentent un graphe granulométrique limite la taille du sable / gravier et de ses paramètres d_{10} , d_{60} et

le coefficient d'uniformité (CU) (Figure 4-13). La courbe de distribution granulométrique du substrat utilisé doit se situer entre les 2 lignes définies par le graphique suivant :

FIGURE 4-13 : GRAPHIQUE GRANULOMETRIQUE POUR LA SELECTION DU SUBSTRAT DE FILTRES A ECOULEMENT HORIZONTAL SOUS SURFACE



La Communauté Européenne (2001) a édité un guide concernant les procédés naturels de traitement des eaux et l'un de ces chapitres passe en revue les filtres végétalisés. Les directives conseillent de dimensionner la surface nécessaire selon le type d'eau et la concentration de l'effluent d'entrée. A propos des composants physiques et disposition des systèmes, les pentes de partitionnement, les matériaux et les végétaux à utilisés sont recommandés. D'autres aspects sont passés en revue, tels que la localisation géographique, les performances épuratoires et les avantages et inconvénients techniques des systèmes.

Les filtres à écoulement vertical

Les lits à écoulements horizontal ont montré leurs limites quant à leur capacité de nitrification, dues à une saturation en eau permanente et une faible disponibilité en oxygène ; de plus ils nécessitent des superficies étendues. Afin d'améliorer le taux de transfert en oxygène dans les lits, une alternative de fonctionnement a vu le jour, en proposant une alimentation intermittente de filtres non saturés en eau, à sable ou à graviers et plantés. A partir du moment où les filtres ne sont pas saturés en eau, l'écoulement vertical permet une oxygénation

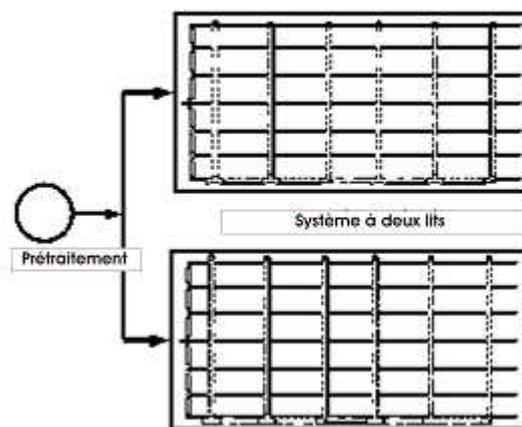
supérieure à l'écoulement horizontal. Les systèmes à écoulement vertical ont une potentialité de nitrification plus importante, ils nécessitent une superficie réduite et sont dès lors devenus plus communément répandus dans les régions où les règles en matière de qualité d'eau de rejet dans l'environnement sont plus strictes. Différents pays européens, tels que l'Autriche, le Danemark, la France et l'Allemagne ont émis des directives de dimensionnement et construction pour des filtres végétalisés à écoulement vertical.

Les composants de base pour tout système à écoulement vertical sont un prétraitement des eaux usées, un système de pompage, un lit imperméable rempli de sable/gravier respectant une gradation, un système de distribution des eaux à la surface du lit, un réseau de canalisation de collecte des eaux usées traitées au fond du lit pour leur évacuation.

Les eaux usées doivent être prétraitées (par un traitement primaire) avant d'être épandues sur le système à écoulement vertical afin de minimiser les risques de colmatage des tuyaux de canalisations et du filtre vertical lui-même. Il existe des expériences qui ont utilisé un prétraitement sommaire (filtration de particules > 2mm) mais ces systèmes demandent des superficies plus étendues et avec des schémas de fonctionnement différents des systèmes traditionnels.

L'eau usée prétraitée est déversée à la surface (ou en sous surface) du filtre (voir Figure 4-14). Les polluants sont enlevés ou transformés par les micro-organismes qui sont accrochés aux grains de sables et racines des plantes. Il est important que le filtre ne soit pas saturé ou complètement recouvert d'eau afin de maintenir un haut niveau de sécurité d'oxygénation dans le filtre (Brix and Schierup, 1990).

FIGURE 4-14 : DISPOSITIF D'UN FILTRE A ECOULEMENT VERTICAL

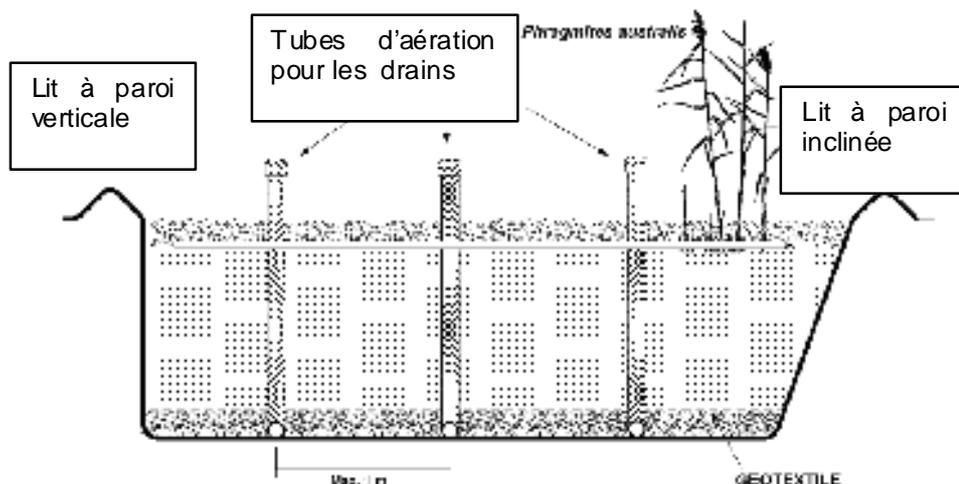


Habituellement, les lits du filtre sont plantés de roseaux communs (*Phragmites australis*) mais d'autres végétaux peuvent résister à l'environnement rude des eaux usées et peuvent être utilisés. La fonction principale des végétaux est de s'opposer au colmatage du filtre. Si le système est établi dans des régions à climat tempéré, la biomasse végétale au dessus du sol isole le filtre du gel pendant la saison hivernale. (Brix, 1994; Brix, 1997). Après percolation au travers du filtre, l'eau épurée est collectée par un réseau de tuyaux de drainage

passivement aérés et localisés au fond des lits. Pour de meilleurs abattements azotés, l'effluent de sortie peut être recirculé vers le traitement primaire ou même dans la chambre de pompage, ce qui améliore la dénitrification et stabilise les performances du système.

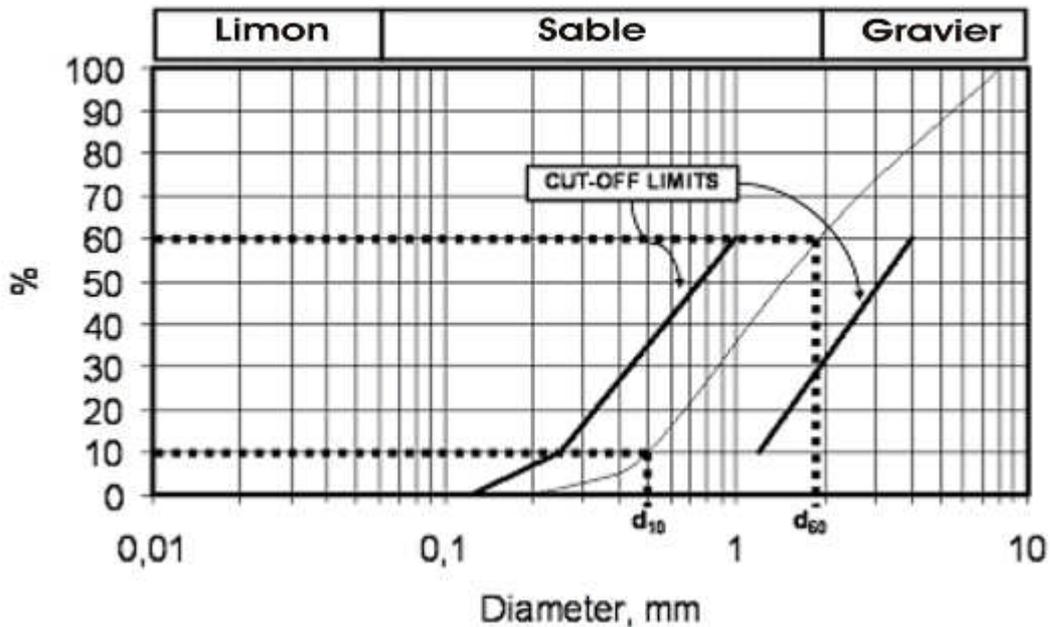
La profondeur normale de filtres verticaux est de 1,4 m et consiste en une couche drainante de 0,2 m minimum de graviers grossiers, un géotextile, une couche de 1,0 m de sable et une couverture isolante de surface de 0,2 m. Les filtres sont ceinturés par des berges de 0,2 m afin d'éviter toute intrusion d'eau extérieure au système. Une membrane étanche (minimum 0,5 mm d'épaisseur) doit contenir le filtre végétal. Cette membrane doit être protégée par un géotextile de chaque côté. La couche drainante est faite de graviers grossiers (\varnothing 8-16 mm) dans lesquels un nombre classique de tuyaux de drainage sont répartis. Les tuyaux de drainage sont connectés à une extrémité au tuyau collecteur qui déverse les eaux traitées du filtre vers le puits. Des tuyaux verticaux, qui dépassent de la surface du lit sur une hauteur de 0,3 m (voir Figure 4-15) aèrent passivement le réseau de drainage et indirectement le lit non saturé.

FIGURE 4-15 : VUE LATÉRALE D'UN LIT DE FILTRE A ECOULEMENT VERTICAL



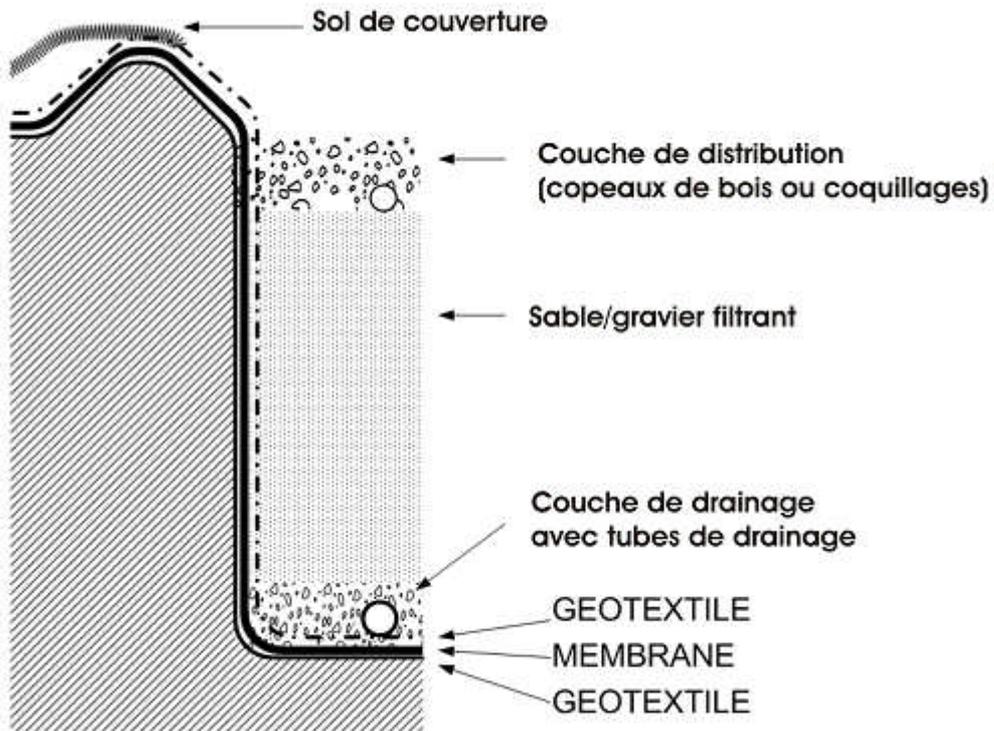
Le milieu du filtre doit être rempli de sable dont le d_{10} est de 0,25 à 1,2 mm ; le d_{60} de 1 à 4 mm et le coefficient d'uniformité ($U=d_{60}/d_{10}$) inférieur à 3,5 (Figure 4-16). La composition en argile et limon (particules inférieures à 0,125 mm) doit être de moins de 0,5 %. En pratique, le sable utilisé doit être lavé pour être séparé des fines. La profondeur effective doit être d'au minimum 1,0 m et la surface du filtre doit être nivelée. La couche filtrante de sable doit être séparée de la couche de graviers drainante soit par le placement d'un géotextile entre les deux couches, soit par une couche de graviers de gradation progressive qui empêche le sable de pénétrer et colmater la couche drainante. Il est important de ne pas tasser le filtre durant la construction. L'usage de machines lourdes doit être évité dans les lits durant la construction.

**FIGURE 4-16 : GRAPHE GRANULOMETRIQUE POUR LA SELECTION DE SUBSTRAT
POUR LES FILTRES A ECOULEMENT VERTICAL**



L'effluent d'entrée est appliqué périodiquement à la surface du lit par un réseau de canalisations de tuyauteries sous pression. Les tuyaux de répartition doivent avoir un diamètre adapté pour convoyer les eaux usées sans se colmater, et avoir leur fond percés de trous tous les 0,4 à 0,7 m. Il est important que tout le système de distribution fonctionne sous pression durant une période suffisante pour assurer la distribution de l'eau à la surface de l'entièreté du lit. En pratique, le volume pompé doit être au minimum de trois fois la capacité de volume du réseau de distribution, afin de garantir que chaque impulsion de pompage couvre complètement le filtre. La fréquence d'approvisionnement pour un taux de charge normale sera de 8 à 12 bâchées par jour. Lorsque l'effluent est recirculé, le nombre de bâchées augmente et devient 16 à 24 impulsions par jour. Si nécessaire, le réseau de canalisation de distribution est isolé du gel, par une couche de 0,2 m de copeaux de bois grossiers ou coquillages placés à la surface du filtre (voir Figure 4-17).

FIGURE 4-17 : DETAIL DES COUCHES D'UN FILTRE VERTICAL



Impact environnemental

Le Tableau 4-55 synthétise quelques considérations pour minimiser les impacts des marais artificiels.

TABLEAU 4-5 : CONSIDERATIONS POUR MINIMISER LES IMPACTS DES MARAIS ARTIFICIELS

Considérations relatives à la qualité de l'eau	
• Prétraitement des métaux toxiques et composés organiques	⇒ Eviter les effets toxiques sur le biotope
• Prétraitement des DBO élevées	⇒ Eviter les conditions anaérobies
• Maintien d'une teneur en oxygène dissous	⇒ Fournir des conditions favorables au biotope
Considérations relatives à la faune et flore sauvages	
• Fournir une hétérogénéité physique	⇒ Accroître la diversité de l'habitat
• Incorporer des zones d'eaux profondes	⇒ Améliorer les mélanges, augmenter le temps de rétention, et fournir un habitat piscicole pérenne
• Construire des systèmes de régulation de la hauteur d'eau	⇒ Contrôler la croissance des plantes
• Introduire des îles dans les zones ouvertes	⇒ Fournir des refuges aux oiseaux et reptiles
• Installer des plateformes pour nicher	⇒ Accroître les possibilités de nidification
• Utiliser une diversité d'espèces végétales	⇒ Fournir une plus grande résistance aux nuisibles et défaillance opérationnelle
• Incorporer des structures verticales (herbes, buissons et arbres)	⇒ Créer un habitat varié pour l'alimentation, le nichage et le repos
• Incorporer des structures horizontales (aires sèches, eaux peu profondes et profondes)	⇒ Promouvoir une diversité d'habitat et de plantes
• Dessiner des rivages irréguliers	⇒ Fournir un meilleur aspect visuel et augmenter les longueurs de rives
Considérations relatives à l'usage public	
• Prévoir des parkings et accès sécurisés au marais	⇒ Attirer le public
• Fournir des promenades de halages et des observatoires	⇒ Donner un accès public à l'environnement du marais
• Exposer des panneaux informatifs	⇒ Apprendre au public les fonctions et environnement des marais
• Promouvoir le site	⇒ Gagner l'acceptation et le soutien du public
• Enrôler des participations volontaires	⇒ Promouvoir le sens de la propriété pour engager le soutien
• Dresser des endroits de surveillance accessibles	⇒ Documenter le rôle du marais sur la qualité de l'eau
• Prévoir des abris pour l'étude de la faune	⇒ Observer la faune sans la déranger
• Maintenir des enregistrements de suivi adéquats	⇒ Faire connaître du public les performances du système

Source: adapté de Knight, 1997

Les métaux lourds et composés organiques qui peuvent se concentrer dans le biotope par amplification et atteindre éventuellement des niveaux de toxicité ne doivent pas être déversés dans les marais artificiels. Les systèmes pour le traitement des eaux usées municipales doivent préalablement retirer la majorité des solides en suspension et réduire la demande biochimique en oxygène afin d'être introduite dans le système naturel de traitement des eaux afin d'y maintenir un niveau d'oxygène dissous adéquat. Les fortes charges de

substances à haute demande biochimique en oxygène vont créer des conditions anaérobies et favoriser des conditions hostiles à toute vie aquatique.

La construction d'îles à l'intérieur des marais artificiels à écoulement de surface libre, encourage la diversité avicole. Les zones d'eaux profondes vont d'une part accroître le temps de rétention hydraulique dans le système et améliorer le traitement de l'eau et d'autre part, fournir un habitat piscicole favorable. Les zones ouvertes ne doivent pas être connectées entre elles le long du chemin d'écoulement mais alternées avec des zones densément végétalisées en eau peu profonde.

La diversité végétale se répercute sur la diversité faunistique et améliore les potentialités d'habitat pour la faune sauvage. Des économies réalisées par l'exclusion d'espèces spécifiques doivent être évitées. Dans certaines régions, il peut être avantageux de développer la culture de gambusie (*Gambusia affinis*) qui se nourrit des larves de moustiques pour le contrôle du développement de moustiques.

L'accès public au marais et la préparation et distribution d'informations sont importants pour sécuriser l'éveil et l'utilisation publique du site.

Nuisances potentielles

La qualité de l'eau et l'habitat développé par le marais artificiel devrait induire une population d'organismes prédateurs (poissons et autres insectes) qui va réguler naturellement le développement des larves de moustiques. L'accès aux zones qui peuvent abriter des reptiles dangereux, tels que des serpents venimeux ou des alligators, doit être évité. Les noyades est un risque potentiel dans les marais avec des zones en eaux profondes. A cet effet, les chemins aménagés au-dessus de ces zones doivent être pourvus de rampes et garde-fous. La consommation de poissons ou de la faune sauvage du marais doit être évitée.

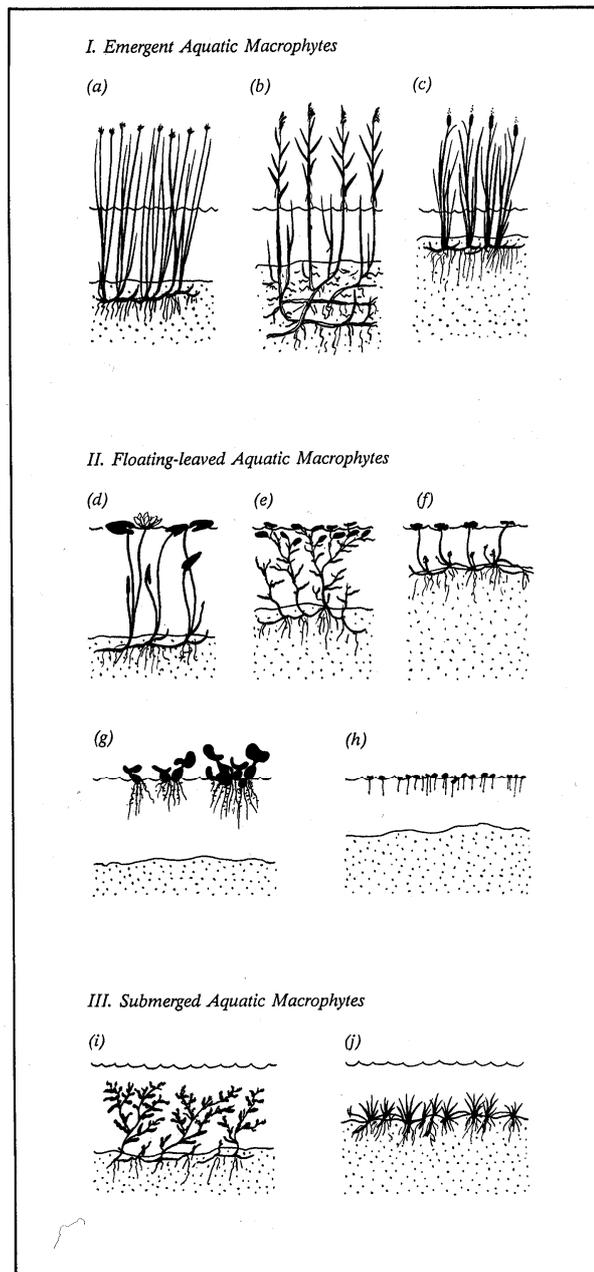
4.2.9 La végétation des marais artificiels

La grande majorité des plantes aquatiques qui croissent dans les marais sont des macrophytes. Les macrophytes comprennent les plantes aquatiques vasculaires (angiospermes et fougères), les mousses aquatiques et des certaines des grandes algues qui ont ces vaisseaux très visibles. Les macrophytes utilisent l'énergie solaire pour assimiler le carbone inorganique de l'atmosphère et produire la matière organique, qui elle-même fournit de l'énergie aux organismes hétérotrophes (animaux, bactéries et champignons). Leur grande productivité est généralement associée à une grande productivité hétérotrophique, telle que par exemple une très grande capacité à décomposer et transformer la matière organique ainsi que d'autres substances. Bien que les principaux processus épuratoires des marais artificiels soient physiques et microbiologiques, les macrophytes ont plusieurs fonctions en relation au traitement épuratoire de l'eau. Il y a trois groupes principaux de macrophytes

(voir Figure 4-18) selon leur mode de vie (Brix and Schierup, 1989; Cronk and Fennessy, 2001; Wetzel, 2001) :

1. *Les macrophytes émergents aquatiques* : sont la forme dominante dans les zones humides et marais, croissant avec un niveau d'eau de - 50 cm sous la surface du sol à une hauteur d'eau de 1,5 m ou plus. En général, ils produisent des tiges aériennes avec des feuilles et un système racinaire extensif de rhizomes. Les plantes sont morphologiquement adaptées à une croissance dans des substrats noyés ou submergés grâce à leur espaces aérifères internes qui transportent l'oxygène depuis les feuilles jusqu'aux racines et rhizomes.
2. *Les macrophytes à feuilles flottantes* : englobent les espèces dont les racines sont ancrées dans le substrat et des espèces qui flottent librement à la surface
3. *Les macrophytes aquatiques immergés* : ont leur tissus photosynthétiques complètement immergés, leurs fleurs sont généralement exposées à l'atmosphère.

FIGURE 4-18 : LES FORMES DOMINANTES DE MACROPHYTES AQUATIQUES



Espèces montrées : (a) *Scirpus lacustris*, (b) *Phragmites australis*, (c) *Typha latifolia*, (d) *Nymphaea alba*, (e) *Potamogeton gramineus*, (f) *Hydrocotyle vulgaris*, (g) *Eichhornia crassipes*, (h) *Lemna minor*, (i) *Potamogeton crispus*, and (j) *Littorella uniflora*

Source: Brix and Schierup, 1989

4.2.10 Le rôle des plantes dans les filtres végétalisés

Le rôle le plus important des macrophytes en relation avec le traitement des eaux usées sont les effets physiques des tissus végétaux (par exemple, le contrôle de l'érosion, la filtration, surface d'attache pour les micro-organismes). Le métabolisme des macrophytes (prélèvement par la plante, relargage d'oxygène) influe sur le traitement épuratoire de façon variée selon le dimensionnement des systèmes. Les macrophytes ont d'autres fonctions spécifiques intéressantes, tels que fournir un habitat adapté à la faune sauvage et améliorer l'esthétique. Le Tableau 4-6 synthétise les rôles majeurs des macrophytes dans les filtres plantés pour l'épuration des eaux usées.

TABLEAU 4-6 : ROLES PRINCIPAUX DES MACROPHYTES DANS LES MARAIS ARTIFICIELS

Propriété des macrophytes	Rôle pour le traitement des eaux usées
Tissus aériens	<ul style="list-style-type: none"> • Atténuation de la lumière → réduction de la croissance du phytoplancton • Influence sur le microclimat → isolation en hiver • Réduction de la vitesse du vent → réduction de la remise en suspension • Apparence esthétique du système • Stockage de nutriments
Tissus dans l'eau	<ul style="list-style-type: none"> • Effet de filtration → filtration de gros débris • Réduction de la vitesse du courant → accroissement du taux de sédimentation et réduction du risque de remise en suspension • Fourniture d'une surface d'accrochage pour le biofilm • Excrétion d'oxygène photosynthétique → accroissement de la dégradation aérobie • Prélèvement de nutriments
Racines et rhizomes dans les sédiments	<ul style="list-style-type: none"> • Stabilisation des sédiments de surface → érosion moindre • Prévention du colmatage du substrat dans les systèmes verticaux • Relargage d'oxygène → accroissement de la dégradation (et de la nitrification) • Prélèvement de nutriments • Production d'antibiotiques

Source: Brix, 1997

Effets physiques

La présence de la végétation répartit et réduit la vitesse du courant (Pettecrew and Kalff, 1992; Somes et al., 1996) qui crée de meilleures conditions pour la sédimentation des solides en suspension, réduit le risque d'érosion et de remise en suspension, et accroît le temps de contact entre les plantes et l'eau usées à traiter. Dans les systèmes verticaux, les macrophytes couplées au régime d'approvisionnement intermittent, empêchent le colmatage du substrat (Bahlo and Wach, 1990).

Le couvert végétal dans une zone humide aménagée agit comme un puissant biofilm entre l'atmosphère et le sol de la zone humide ou la surface de l'eau, où interagissent des gradients significatifs de variation des paramètres

environnementaux. Réduire la vitesse du vent à la surface du sol ou de l'eau réduit la remise en suspension de matériaux sédimentables, et donc accroît l'épuration des matières en suspension par sédimentation. Le désavantage à la réduction de la vitesse du vent à la surface de l'eau est la réduction concomitante de l'aération de la colonne d'eau.

La lumière est atténuée, ce qui entrave la production d'algues sous le couvert végétal. En hiver, et ce particulièrement dans les zones tempérées où la neige recouvre le lit, le couvert végétal permet de garder le sol non gelé.

Effets sur la conductivité hydraulique du sol

Le dimensionnement hydraulique d'un filtre planté à écoulement de sous surface ne doit pas considérer que la conductivité hydraulique va augmenter à cause de la croissance des racines et rhizomes des macrophytes. Dans les systèmes à écoulements verticaux, et lits de minéralisation des boues, le développement et la croissance des plantes peut contrecarrer le colmatage (voir Figure 4-19). La croissance racinaire et la présence physique de tiges qui bougent au vent, garde le substrat des lits perméables à l'eau.

FIGURE 4-19 : LIT DE MINERALISATION DE BOUES A ECOULEMENT VERTICAL



Surface d'arrimage pour la croissance microbienne

Les tiges et feuilles ainsi que les racines et rhizomes des macrophytes fournissent des aires d'accrochage pour le développement des biofilms composés d'algues photosynthétiques et de micro-organismes. Ces biofilms, ainsi que tous les autres immergés sur toutes les surfaces solides du filtre planté sont responsable de la plupart des processus microbiens qui ont lieu dans le filtre.

Les prélèvements de nutriments

Les plantes des zones humides aménagées ont besoin de nutriments pour leur croissance et reproduction; les macrophytes racinaires les prélèvent en premier lieu par leurs systèmes racinaires. Des prélèvements se font aussi par les tiges et feuilles immergées dans leurs alentours proches. Etant donné que ces plantes sont très productives, des quantités considérables de nutriments sont captées dans la biomasse. La capacité de prélèvements des macrophytes émergents, et donc des nutriments qui peuvent être retirés si la biomasse est fauchée est de l'ordre de 30 à 150 Kg P. ha⁻¹. an⁻¹ et de 200 à 2500 Kg N ha⁻¹. an⁻¹ (Brix and Schierup, 1989; Gumbrecht, 1993a; Gumbrecht, 1993b; Brix, 1994). Si le filtre n'est pas fauché, la majorité de ces nutriments contenus dans les tissus des plantes sera décomposée et retournera dans l'eau.

Les exsudats racinaires

Les plantes des zones humides dégagent de l'oxygène par leurs racines (voir Figure 4-20).

FIGURE 4-20 : DEGAGEMENT D'OXYGENE PAR LES RACINES DE PHRAGMITES AUSTRALIS



La couleur bleue autour des racines provient des radicaux d'oxygène lâchés par les racines qui oxydent la forme réduite du méthyle bleu.

Les espèces végétales qui ont un système interne de ventilation convectif ont de plus grandes concentrations en oxygène dans leurs racines et rhizomes que les espèces qui dépendent uniquement du transfert diffus de l'oxygène (Armstrong and Armstrong, 1990); la convection interne de gaz augmente significativement la longueur des racines qui peuvent être aérées, par comparaison à la longueur de racines qui peuvent être aérés par diffusion uniquement (Brix, 1994). Dès

lors, les filtres qui ont un matériel végétal avec des mécanismes internes de convection des gaz ont un plus grand potentiel de libérer de l'oxygène par leur racines que les filtres plantés d'espèces non munies de ces systèmes convoyeur de gaz. Les fuites en oxygène aux extrémités racinaires, oxydent les substances réduites potentiellement dommageables dans la rhizosphère. Le système racinaire exsudent aussi d'autres substances que l'oxygène, tels que des antibiotiques, des composés qui affectent la croissance d'autres espèces végétales et des composés organiques comme le carbone organique.

D'autres rôles

Dans les systèmes de grandes surfaces, la végétation des zones humides peut engendrer une faune sauvage diverse telle que des oiseaux et des reptiles. Les macrophytes peuvent aussi avoir une grande valeur environnementale, économique (production de fruits, plantes bioénergétiques, fourrages) ou esthétique (voir Figure 4-21). Comme les marais artificiels peuvent nécessiter de grandes étendues en fonction de la qualité de l'eau à traiter, l'utilisation de ces systèmes dans certaines régions pourrait être envisagée pour développer des plantes économiquement rentables, ou à valeur énergétique ou des fourrage. La décision de quelle plante pourrait fournir un bénéfice d'appoint dépendra de facteurs tels que la qualité de l'eau, le risque sanitaire et les conditions climatiques, ainsi que d'une évaluation économique.

FIGURE 4-21 : ZONE HUMIDE AMENAGEE PLANTEE DE CANNA LILIES



4.2.11 La plantation

Cette section ne traite que des *Phragmites australis* (le Roseau commun), le plus largement utilisés des macrophytes dans les filtres plantés en Europe. Des techniques similaires et précautions particulières doivent être prises pour l'utilisation d'autres espèces. L'information fournie provient de travaux expérimentaux en Angleterre (Cooper et al., 1996), de la bibliographie (Haslam, 1971a; Haslam, 1971b; Rodewald-Rudescu, 1974; Véber, 1978; Weisner and Ekstam, 1993), et de constructeurs au Danemark et autres pays européens. Quatre types de matériel végétal peuvent être installés et fournir le développement de *Phragmites* dans un filtre planté.

1. *Les rhizomes transplantés* : des petites sections de rhizomes horizontaux ou verticaux, ou des portions plus larges de massifs rhizomiques sont répartis selon un canevas régulier ou une distribution grossière (technique du 'rhizome') dans le filtre.
2. *Les fragments de tiges* : les tiges sont sectionnées en segments et plantées sous serres pour produire des plantules. Les plantules ayant produit des racines sont transplantées ou les segments de tiges sont plantés directement dans les filtres. Une variation de cette technique est de courber des tiges en croissance et de les mettre en contact avec le sol ; le nœud d'intersection produit des racines et il est ensuite sectionné pour être transplanté.
3. *La germination* : les *Phragmites* sont semés sous serres et ensuite transplantés.
4. *Le semis* : les *Phragmites* sont semés directement dans le filtre.

La production de graines dans les roselières

La production de graines sur pied des roseaux varient considérablement selon les sites. La récolte des graines en vue d'une propagation peut se faire de fin octobre jusqu'en mars ou même plus tard. Cependant, les graines sont graduellement délestées durant l'hiver et le moment le plus approprié est sans doute fin novembre. Les graines peuvent facilement être stockées dans un endroit frais et sec plusieurs années durant, avec très peu de perte de germination.

La germination des graines de *Phragmites*

Le pourcentage de germination varie de 2 à 96% provenant de panicules d'une petite parcelle de roseaux (Haslam, 1973). Les graines fraîches doivent être stockées et réfrigérées à 5°C pendant plusieurs mois pour renforcer la germination. Les graines germent facilement sur un sol ou du papier filtre humides, dans des conditions contrôlées de laboratoire, avec des températures diurnes et nocturnes de 30°C/20°C (Haslam, 1973; Cooper et al., 1996).

L'implantation de rhizomes

Des portions de rhizomes horizontaux ou verticaux ayant au moins un bourgeon ou une pousse racinaire peuvent être plantées directement dans le filtre. Le succès de cette technique réside dans le stade de développement de la racine et de leur degré de dommage causé par le prélèvement et la transplantation (Véber, 1978).

L'implantation de fragments de tiges

Des portions de tiges peuvent être plantées directement dans un filtre saturé en eau, dans les conditions de terrain dès mi-mai, avec un pourcentage de réussite de 35%. Cette technique évite les coûts de développement sous serre et réduit les perturbations de la transplantation de plantes en croissance. Le fragment de tige doit comporter au moins deux nœuds de long et ne doit pas inclure de nœuds immatures à la base du segment. Elaguer la partie feuillue supérieure augmentera les chances de succès.

L'implantation par semis de plantules

Le semis de plantules est beaucoup plus facile à réaliser que la plantation de rhizomes – pas de mortalité des plantules, toutes les plantules produisent des rhizomes durant la première saison et s'étendent beaucoup plus rapidement. Actuellement, les plantules germées en pots constituent la technique la plus utilisée en Europe du nord. Une densité de 4 plants par m² est généralement appliquée (voir Figure 4-22).

FIGURE 4-22 : PLANTATION DE PLANTULES GERMEES EN POTS DANS UN LIT DE MINERALISATION DE BOUES



L'implantation par semis direct

En théorie, les lits de *Phragmites* peuvent être implantés directement par semis ; pour les vastes étendues, cela reste la seule méthode applicable. L'implantation par semis devrait être aussi rapide que par transplantation de plantules ou de rhizomes. Les graines peuvent être laissées dans les panicules car elles y germent tout aussi bien. Le semis peut se faire sur le terrain dès la mi-mai et à l'automne, chaque graine devrait avoir développé 140 cm de rhizomes. En pratique cependant, l'implantation par semis direct n'est pas si facile sauf si la préparation du site et la gestion subséquente sont bien contrôlées. Le sol du lit doit être humide, et si possible couvert par un plastique transparent pour améliorer la germination et le taux de germination hâtive. Un bon apport en eau et nutriments doivent être apportés tout au long de l'implantation car les germes sont sensibles à la sécheresse et au manque de nutriments. Ils sont également vulnérables aux inondations, gel, forte concentration en sels, ombrage, et aération inadéquate du sol (Haslam, 1971b; Haslam, 1973; Weisner et al., 1993; Weisner and Ekstam, 1993; Cooper et al., 1996).

Gestion ultérieure

Fertilisation: les plantes peuvent nécessiter une fertilisation si après leur plantation, elles ne sont pas approvisionnées en nutriments par l'effluent (eaux usées).

Clôtures: Les clôtures sont particulièrement nécessaires dans les zones rurales, qui rencontrent le problème de broutage des jeunes plantules par les daims, les lapins,... dont c'est la nourriture favorite.

Enlèvement des adventices : les plantes adventices doivent être enlevées durant les deux premières années d'exploitation (voir plus loin).

Protection du gel: le gel peut tuer les jeunes racines des *Phragmites* sur pieds. Afin d'éviter les pertes du matériel végétal à cause du gel, la transplantation de rhizomes ou de plantules ne doit pas débuter avant les mois de mai ou début juin. Dans les systèmes à écoulement vertical, il est recommandé d'isoler les canalisations de distribution contre le gel également (voir Figure 4-23).

FIGURE 4-23 : ISOLATION CONTRE LE GEL PAR DES COPEAUX DE BOIS SUR UN FILTRE A ECOULEMENT VERTICAL



4.2.12 Fonctionnement et maintenance

Mise en route du système

Tout comme n'importe quel système biologique, les marais artificiels nécessitent un temps d'adaptation de tous leurs composants avant de produire un traitement des eaux usées satisfaisant et stable. Lorsque le système est construit, la première activité au démarrage est de vérifier les systèmes de contrôle de l'eau tels que les pompes (si installées), le système de distribution et les vannes. L'étape suivante est le remplissage/ mise sous eau initial€ et graduel(le). La même procédure est recommandée pour la mise en charge des polluants afin de favoriser l'ajustement du matériel vivant aux fortes variations des conditions chimiques qui peuvent être générées par les eaux usées et qui affectent particulièrement les plantes et la croissance du biofilm.

Le contrôle des adventices

Durant les premières années d'implantation des *Phragmites* dans les lits, les adventices peuvent se développer excessivement, en particulier pour les systèmes avec un substrat constitué de sol. La méthode la plus efficace de contrôle des adventices est l'inondation des lits. Ces inondations doivent être bien gérées car malheureusement, les *Phragmites* ne tolèrent pas des immersions excessives durant leurs premiers stades d'installation (Weisner et al., 1993). Il est dès lors recommandé que les lits soit correctement nivelés et plats, afin qu'une lame d'eau de 30 cm puisse être appliquée pour inonder les lits tout entiers, sans causer de dommages aux *Phragmites* et tout plaçant les adventices dans des conditions défavorables à leur croissance et survie. Quand

le substrat utilisé est du gravier, les adventices ne sont généralement pas un problème, même durant la phase d'installation du filtre. Les graines semées sur la partie supérieure des lits peuvent se trouver lessivées dans les graviers, ce qui résulte en un développement considérable d'herbes.

La maintenance régulière

Le contrôle des niveaux d'eau : comme expliqué précédemment, les jeunes pousses et racines ne doivent pas être inondées sur une grande hauteur d'eau (Weisner et al., 1993). Si le sol sèche, cela inhibe la croissance, augmente la compétition avec les adventices et cela peut tuer les plantes. Si les racines et rhizomes des plantes sont aérés via les parties aériennes des tiges, une faible inondation peut bénéficier au développement de bourgeons, fournir une isolation et favoriser une émergence plus hâtive que pour des lits non immergés.

4.2.13 Les coûts

Les marais artificiels pour le traitement des eaux usées sont généralement des systèmes à faibles coûts car ils utilisent une technologie simple, ils sont faciles à construire et utilisent les ressources locales. Le coût total de construction et fonctionnement d'un filtre planté dépend principalement de l'économie locale et du dimensionnement. Les coûts principaux sont :

- Le terrain ;
- L'excavation;
- Les géomembranes et imperméabilisation;
- Les plantes;
- Le substrat et le sol;
- Les systèmes de contrôle hydraulique (distribution et collecte); et
- Coûts divers (clôtures, routes d'accès, panneaux de signalisation et affichage, etc.)

Le chapitre 10 présente une description détaillée des coûts.

Les coûts en capital

Les coûts de capital sont les frais d'études pour le dimensionnement, la construction, l'achat des matériaux. L'évaluation doit utiliser des prix locaux.

Les coûts de fonctionnement et maintenance

Tout comme les coûts de capital, les coûts d'opération et de maintenance dépendent de l'économie locale. Les coûts de fonctionnement sont les frais pour le suivi de la qualité des eaux et du contrôle des débits. La maintenance inclut les pompes et les structures hydrauliques, le contrôle des adventices, le contrôle de contamination, maintenance esthétique, les signaux d'affichage et signalisation et les clôtures.

4.2.14 Applications

Les filtres plantés peuvent traiter une large gamme d'eaux usées, telles que

- Les égouts municipaux et domestiques ;
- Les eaux usées de l'industrie agro-alimentaire;
- Les lixiviats de décharges ;
- Les eaux d'exhaure acides ;
- Les eaux usées industrielles ;
- Les pluies d'orage et
- Les eaux de mines.

L'usage le plus commun en Europe du Nord, Etats-Unis et Canada est le traitement des eaux usées municipales et domestiques ; l'expérience pour ce type de traitement y est très grande. Pour les autres types d'eaux usées, les zones humides aménagées sont habituellement dimensionnées spécifiquement selon le type de polluant à épurer et les normes de rejet. Les dimensionnements sont alors spécifiques à chaque cas. Les Etats-Unis et le Canada les ont développés plus fortement qu'en Europe et ont une expérience reconnue.

4.2.15 Etudes de cas

Eau usée domestique et municipale : Uggerhalne (Danemark)

Description: L'un des premiers lits de roseaux construit au Danemark d'après le « root-zone-system (système 'racinaire') » a été introduit dans le début des années 1980 (Brix 1994). Le dimensionnement était principalement basé sur des idées allemandes (Kickuth, 1981), dont les caractéristiques majeures sont d'utiliser le système racinaire pour accroître la conductivité hydraulique du sol, d'accommoder la charge hydraulique sur une période de trois ans et d'utiliser un sol contenant au minimum 20 % d'argile pour assurer une épuration du phosphore par adsorption. La récolte des eaux comprend Uggerhalne qui est une zone résidentielle au nord d'Aalborg, au Danemark. Il n'y a que quelques petites industries connectées à l'égout unitaire qui reçoit les eaux usées domestiques et eaux pluviales. Le système est dimensionné pour un traitement secondaire des eaux usées de 400 EH.

Construction: Août – Novembre 1985

Fonctionnement : Novembre 1985 à 2001

Coûts: Approximativement 1 million DKr (1985) =~ US\$ 150,000, ~US\$ 375/EH

Description du procédé :

Les eaux d'égout sont prétraitées dans un décanteur, et ensuite pompées au centre d'un canal d'entrée de 80 m de long à ciel ouvert. Après le lit de roseaux, l'effluent de sortie est collecté par un tuyau de drainage placé au fond d'une tranchée remplies de graviers, et déversée dans le milieu récepteur.

Dimensions: le système consiste en un lit unique, de 33 m de long et 80 m de large ; une aire de 2640 m², ce qui correspond à 6,6 m²/EH ; la profondeur du lit est de 0,60 à 0,65 m et la pente de fond est de 1,2 %.

Le substrat: comme prescrit par le concepteur, le substrat du lit est du sol importé contenant 20% d'argile et du sol organique, mélangé et dans la proportion de 2 :1. L'analyse actuelle de la répartition granulométrique montre 25% de limon et 75% de sable (Schierup et al. 1990). La fraction organique est de 5,9% et les teneurs (poids de Matière Sèche - MS) en azote (N total) de 1,71 mg / g MS ; 0,34 mg / g MS de phosphore (P Total) ; 8,6 mg / g MS de fer (Fe), 2,9 mg / g MS de calcium (Ca) et 9,4 mg / g MS d'aluminium (Al).

Plantes: *Phragmites australis* importées d'Allemagne et plantées en novembre 1985

Géomembrane d'étanchéité: 2-mm PEHD

Distribution d'entrée: canal ouvert avec graviers de fond.

Récolte de sortie: tuyau de drainage, en PVC et de 145 mm de diamètre, dans un canal ouvert rempli de graviers.

Normes de rejet : Les normes de rejet pour le système ont été moins strictes pendant les trois premières années de fonctionnement, de 1986 à 1988, afin de laisser le temps à la végétation de s'installer (Tableau 4-77).

TABLEAU 4-7 : NORMES DE REJET POUR LE SYSTEME DE UGGERHALNE, FILTRE PLANTE SUR SOL

Paramètre :	Trois premières années d'exploitation	Après trois ans
<u>Quantité d'effluent d'entrée:</u>		
Par temps sec:	< 150 m ³ /jour < 15.5 m ³ /h	< 150 m ³ /jour < 15.5 m ³ /h
Par temps de pluie:	< 10 L/sec	< 10 L/sec
Température	< 30°C	< 30°C
pH	6.5 - 8.5	6.5 - 8.5
DBO ₅ (modifiée)	40 mg/L	10 mg/L
Boues sédimentables (2 heures)	0.5 ml/L	0.5 ml/L
MES	30 mg/L	15 mg/L

Performances: les performances des systèmes sont suivies de 6 à 12 fois par an, avec un échantillonnage sur 24h et proportionnel aux volumes d'entrée et de sortie du lit de roseaux. L'échantillonnage d'entrée est pris à la sortie du décanteur, les données de performances épuratoires montrées dans le Tableau 4-8 ne présentent que les valeurs actuelles. Les normes du tableau 4-7 ont été atteintes tout au long de la période de fonctionnement. Cependant, les

abattements d'azote et de phosphore sont faibles (de l'ordre de 30%) et le système ne produit pas un effluent de sortie nitrifié.

TABLEAU 4-8 : MOYENNE ANNUELLE DES PERFORMANCES DU FILTRE PLANTE DE UGGERHALNE

Année	n	q [mm jour-1]	MES		DCO		DBO ₅	
			Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
1986	13	35	110	38.4	207	78	89	33.8
1987	11	42	113	12.9	245	110	99	14.2
1988	10	53	89	13.1	244	100	99	16.2
1989	12	34	127	7.4	314	70	164	10.1
1990	10	46	103	8.8	215	46	120	5.9
1991	8	33	179	7.1	140	30	224	5.0
1992	9	50	219	6.0			159	3.3
1993	7	27	165	5.9	450	24	225	4.8
1994	7	90	232	5.1			193	7.0
1995	8	39	125	6.1	403	77	176	3.9
1996	6	52	148	6.8	408	93	150	9.5
1997	10	39	180	5.3	377	65	184	4.5
1998*	4	39	158	6.4	330	63	115	6.0
1999	7	66	77	7.7	186	47	82	3.1
2000	5	42	135	16.2	317	72	106	7.0
2001	5	66	151	23.4	292	75	111	5.2

Année	n	q [mm jour-1]	N-Total		NH ₄ -N		P-Total	
			Entrée	Sortie	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
1986	13	35	27.9	23.2			7.3	6.2
1987	11	42	28.3	20.3			9.1	6.5
1988	10	53	26.8	20.8			8.8	7.1
1989	12	34	37.2	20.3			12.1	7.8
1990	10	46	29.1	18.6	27.0	15.0	6.7	4.0
1991	8	33	24.0	14.0	12.0	18.2	3.7	2.1
1992	9	50			33.2	12.6		
1993	7	27	94.0	31.0	28.6	14.2	9.0	7.0
1994	7	90			13.5	13.6		
1995	8	39			20.9	11.6		
1996	6	52	35.6	23.0	24.9	15.6	8.3	7.1
1997	10	39	38.7	20.2	28.1	13.6	9.8	6.6
1998*	4	39	22.5	16.8	17.3	12.5	4.8	4.8
1999	7	66	16.1	11.5	9.7	8.5	3.3	3.2
2000	5	42	30.0	20.3	21.2	14.0	6.6	5.5
2001	5	66	25.0	18.4	16.7	12.5	4.9	4.3

n: nombre d'échantillons ; q: taux de charge hydraulique ; toutes les concentrations sont exprimées en mg/L

*Janvier – Juillet

Filtre planté à écoulement vertical pour une maison unifamiliale : Mosehuset (Danemark)

Description: le filtre planté à écoulement vertical est constitué d'un prétraitement (fosse de décantation de 2m³) et d'un filtre de 1m de profondeur, rempli de sable et de graviers et plantés de *Phragmites australis*. Le système comprend des chambres de visites avec les pompes de contrôle du niveau de l'eau et les pompes de recirculation. Pour les premières années, une chambre de visite avec un filtre saturé de calcite pour l'épuration du phosphore a été installée. Par la suite, l'efficacité du filtre de calcite pour l'épuration du phosphore n'étant pas suffisante, un système d'injection d'agents chimiques a été installé. Une recirculation a été installée afin d'une part, d'améliorer les abattements en azote total par voie de dénitrification et d'autre part, d'atténuer les concentrations très élevées des polluants, typiques des habitations individuelles où les eaux pluviales sont séparées des eaux usées et ne les diluent pas. L'utilisation courante de nombreux accessoires pour économiser la consommation en eau rendent les eaux usées relativement plus concentrées. L'aire nécessaire de 1 à 2 m² pour ce type de système de traitement par EH est relativement basse et démontrée par divers auteurs (Cooper, 2001; Cooper, 2003; Brix, 2003; Arias, *et al.* 2003). Il a été prouvé que cette surface suffit pour réduire la DBO aux normes en vigueur, pour nitrifier l'azote et même réduire l'azote total significativement (voir Figure 4-24).

FIGURE 4-24 : FILTRE PLANTE ISOLE A ECOULEMENT VERTICAL APRES QUELQUES MOIS DE FONCTIONNEMENT

L'étang à l'arrière-plan est le milieu récepteur de l'effluent de sortie



Construction : Mai 2002

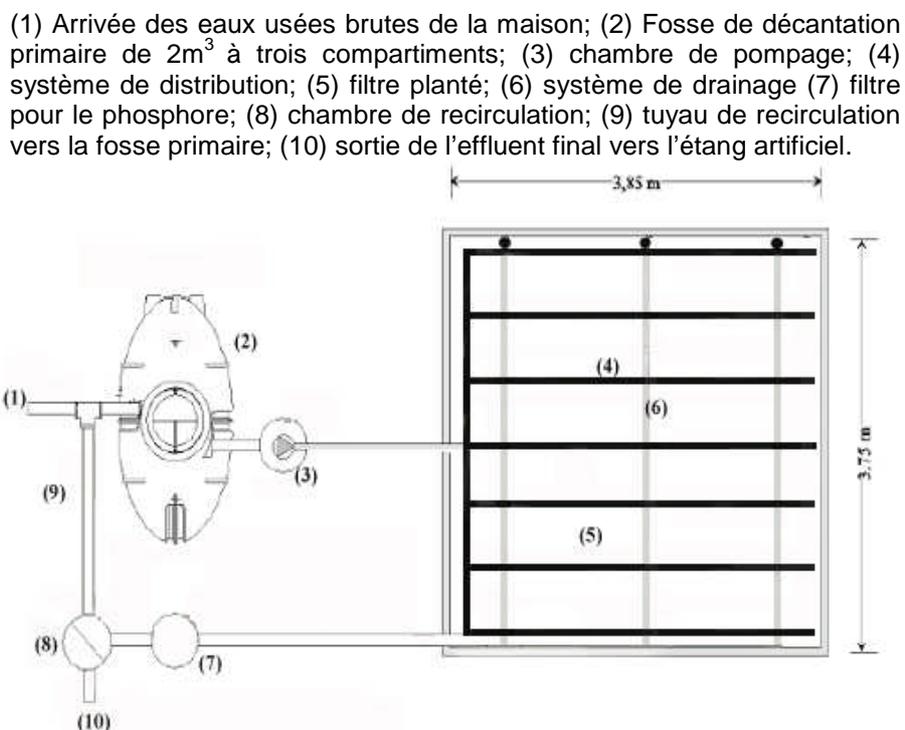
Mise en route : Mai 2002

Coûts : approximativement 30.000 DKr, ~ US\$ 4.000 (2002), ~US\$ 800/EH

Description du procédé: Après un premier prétraitement par décantation primaire, un régime impulsif alimente en eau la surface du lit, de forme carrée et d'une profondeur de 1 mètre. Le lit est aéré passivement par des tuyaux de 50 mm qui relient l'atmosphère et le réseau de drainage placé au fond du lit, via un flux de convection. Le lit est thermiquement isolé par 15 cm de copeaux de bois qui

englobent le système de distribution d'eaux usées à la surface du lit. L'eau percole verticalement à travers le lit non saturé ; la matière organique est éliminée par les processus aérobies et l'ammonium est nitrifié. L'eau usée traitée est collectée au fond du lit par des tuyaux de drainage. Une moitié de l'effluent de sortie est recirculé dans la fosse de décantation primaire pour améliorer la dénitrification. L'effluent final est rejeté dans un lac artificiel, construit dans l'enceinte de la propriété en même temps que le système (pour des détails de construction et dimensionnement, voir Johansen, *et al.* 2002). La Figure 4-25 présente la disposition du système et ses principales caractéristiques. La réduction du phosphore n'étant pas satisfaisante au second semestre 2004, un système d'injection de réactif chimique qui induit sa précipitation a été installé dans la fosse de décantation primaire.

FIGURE 4-25 : VUE SCHEMATIQUE EN PLAN DU SYSTÈME CONSTRUIT A MOSEHUSSET



Dimensions: 15 m² de filtre, ~ 3m²/EH

Substrat: strates de sable et graviers lavés de granulométrie de 0 à 4 mm.

Plantes: Le lit a été planté de roseau commun de 1 an (*Phragmites australis*), avec une densité approximative de 4 plants par m².

Effluent d'entrée: un système impulsif sous pression placé à la surface du lit, dans la couche thermo isolante de copeaux de bois, distribue une charge homogène sur la surface complète du filtre.

Collecte de l'effluent traité: Au fond du filtre, une rampe de tuyaux de drainage évacue l'eau récoltée par gravité et amplifie simultanément le potentiel de diffusion de l'air au travers du lit par un courant convecteur ascensionnel depuis le bas du lit vers la surface de celui-ci. Le système est agrémenté d'un système de recyclage, ce qui permet la recirculation de volumes variables vers la fosse de décantation primaire, afin d'améliorer la dénitrification (voir Figure 4-26).

Les normes de rejet : Les normes de rejet danoises pour les producteurs d'eaux usées de petites capacités en zones rurales définissent quatre types de restriction pour les systèmes individuels, selon les caractéristiques du milieu récepteur de l'effluent final (Ministry of Environment and Energy, 1997). Les classes correspondent au type de traitement requis. La classe « SOP » exige la réduction de matières organiques, la nitrification et la réduction du phosphore total ; la classe « SO » demande la réduction de la matière organique et la nitrification ; la classe « OP » requière la réduction de la matière organique et du phosphore ; et la classe « P » ne demande que le retrait de la matière organique (voir Tableau 4-99).

FIGURE 4-26 : SYSTEME DE RECIRCULATION

Sortie du filtre planté ; (2) eau recirculée vers la fosse primaire; (3) eau envoyée sur le filtre à phosphore ; (4) sortie de l'eau après le passage sur le filtre à phosphore; (5) sortie vers la fosse de sédimentation primaire (6) Support adsorbant constituant le filtre à phosphore

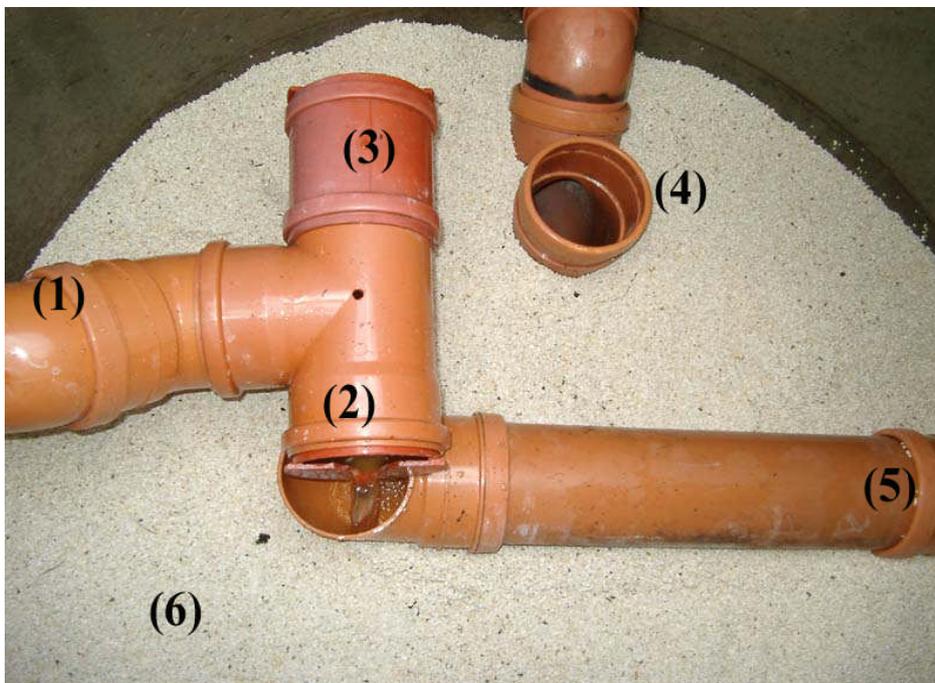


TABLEAU 4-9 : NORMES DE REJET DANOISES POUR LES ZONES RURALES

Classe	Pollution organique Réduction DBO ₅ (%)	Nitrification Réduction NH ₄ -N (%)	Réduction P total (%)
SOP	95	90	90
SO	95	90	
OP	90		90
O	90		

Performance: Le système a fonctionné avec et sans recirculation, mais ne fonctionne plus qu'avec la recirculation depuis 2005. Les performances épuratoires ont satisfait aux normes de rejet SOP durant les six premiers mois de mise en route, grâce à la bonne sorption du filtre à phosphore. Au bout de six mois, le filtre a montré des signes de saturation et a nécessité le renouvellement du substrat. Malheureusement, le substrat utilisé la première fois n'était plus disponible sur le marché et un matériau de remplacement n'a pas été trouvé. Une injection de réactif chimique a alors été installée dans la fosse de décantation primaire en 2004. Le système a été contrôlé depuis le début et les performances de tous les autres paramètres (DBO et NH₄-N) ont été satisfaisantes et respectueuses des normes, à l'exception du phosphore total. Après l'installation du système d'injection chimique, la concentration en P total dans l'effluent de sortie a diminué et a atteint les limites requises par les autorités (voir Tableau 4-1010).

TABLEAU 4-10 : PERFORMANCES ANNUELLE MOYENNES POUR MOSEHUSSET, SYSTEME INDIVIDUEL PAR FILTRE PLANTE A ECOULEMENT VERTICAL

Année	n	q [mm jour ⁻¹]	MES		Saturation en oxygène (%)		DBO ₅	
			Entrée	Sortie (abattement)	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie (abattement)
2002	17	25	83	6.2 (93%)	1	10	227	17.2 (92%)
2003	11	25	121	11.1 (91%)	>1	33	267	10.8 (96%)
2004	12	25	66	12.7 (81%)	12	48	243	7.6 (97%)
2005*	7	25	92	5.1 (94%)	7	50	230	9.5 (96%)
2006	5	25	86	7.7 (91%)	10	51	228	8.4 (96%)
Année	n	q [mm jour ⁻¹]	N Total		NH ₄ -N		P Total	
			Entrée	Sortie (abattement)	Entrée	Sortie (abattement)	Entrée	Sortie (abattement)
2002	17	25	109	35 (68%)	91	19.2 (79%)	14.4	1.5 (90%)
2003	11	25	118	63 (47%)	92	11.7 (87%)	26	22 (15%)
2004	12	25	107	56 (51%)	60	2.9 (95%)	18.7	15* (22%)
2005**	7	25	139	65 (53%)	59	3.8 (94%)	11.3	2.8 (75%)
2006	5	25	94	54 (43%)	57	3.3 (94%)	10.4	2.1 (80%)

n: nombres d'échantillons; q: taux de charge hydraulique; toutes les concentrations sont exprimées en mg/L

*Le système d'injection chimique pour le P a commencé en octobre 2004. Durant cette période, la concentration moyenne du P était de 2,95 mg/L

** Depuis cette date, le système fonctionne avec recirculation permanente

4.2.16 Références

ALLEN, L.H.J., 1997. *Mechanisms and rates of O₂ transfer to and through submerged rhizomes and roots via aerenchyma*. Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings, 56, 41-54.

ARIAS, C.A., BRIX H., JOHANSEN, N.H., 2003. *Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system with calcite filter*. Wat Sci. Tech. 48(5), 51-58

ARMSTRONG, J., and ARMSTRONG, W., 1988. *Phragmites australis: A preliminary study of soil-oxidizing sites and internal gas transport pathways*. New Phytol., 108, 373-382.

ARMSTRONG, J., and ARMSTRONG, W., 1990. *Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.* New Phytol., 114, 121-128.

ARMSTRONG, W., 1967. *The use of polarography in the assay of oxygen diffusing from roots in anaerobic media*. Physiol. Plant., 20, 540-553.

ARMSTRONG, W., 1979. *Aeration in Higher Plants*. Adv. Bot. Res., 7, 225-331.

ARMSTRONG, W., ARMSTRONG, J., BECKETT, P.M., and JUSTIN, S.H.F.W., 1991. *Convective gas-flows in wetland plant aeration*. In: Jackson, M.B., Lambers, H. (Eds.), *Plant Life under Oxygen Deprivation*. SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands, 283-302.

BAHLO, K.E., and WACH, F.G., 1990. *Purification of domestic sewage with and without faeces by vertical intermittent filtration in reed and rush beds*. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed wetlands in water pollution control*. Pergamon Press, Oxford, 215-221.

BARBER, D.A., and MARTIN, J.K., 1976. *The release of organic substances by cereal roots into soil*. New Phytol. 76, 69-80.

BARKO, J.W., GUNNISON, D., and CARPENTER, S.R., 1991. *Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics*. Aquat. Bot., 41, 41-65.

BAYLEY, S.E., ZOLTEK, J., JR., HERMANN, A.J., DOLAN, T.J., and TORTORA, L., 1985. *Experimental manipulation of nutrients and water in a freshwater marsh: Effects on biomass, decomposition, and nutrient accumulation*. Limnol. Oceanogr. 30, 500-512XXER -.

BEDFORD, B.L., BOULDIN, D.R., and BELIVEAU, B.D., 1991. *Net oxygen and carbon-dioxide balances in solutions bathing roots of wetland plants*. J. Ecol., 79, 943-959.

- BEVEN, K., and GERMANN, P., 1982. *Macropores and water flow in soils*. *Wat. Resources Res.* 18, 1311-1325.
- BREEN, P.F., 1990. *A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment*. *Wat. Res.*, 24, 689-697.
- BRIX, H., 1990. *Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of Phragmites australis in a constructed reed bed receiving domestic sewage*. *Wat. Res.*, 24, 259-266.
- BRIX, H., 1993. *Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates*. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, page 391-398.
- BRIX, H., 1997. *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* *Wat. Sci. Tech.*, 35, 11-17.
- BRIX, H., 1994. *Functions of macrophytes in constructed wetlands*. *Wat. Sci. Tech.* 29, 71-78.
- BRIX, H., 1998. *Denmark*. In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R. (Eds.), *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 123-152.
- BRIX, H., 2003. *Danish experiences with wastewater treatment in constructed wetlands* in proceedings of the 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands (edited V. Diaz, J. Vymazal) Lisboa, Portugal PAC
- BRIX, H., and SCHIERUP, H.-H., 1989. *The use of aquatic macrophytes in water-pollution control*. *Ambio* 18, 100-107.
- BRIX, H., and SCHIERUP, H.-H., 1990. *Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil atmosphere interface oxygen transport*. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, London, 53-66.
- BRIX, H., SORRELL, B.K., and ORR, P.T., 1992. *Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes*. *Limnol. Oceanogr.* 37, 1420-1433.
- CAFFREY, J.M., and KEMP, W.M., 1991. *Seasonal and spatial patterns of oxygen production, respiration and root-rhizome release in Potamogeton perfoliatus L. and Zostera marina L.* *Aquat. Bot.*, 40, 109-128.
- CHAPPELL, K.R., and GOULDER, R., 1994. *Seasonal variation of epiphytic extracellular enzyme activity on two freshwater plants, Phragmites australis and Elodea canadensis*. *Arch. Hydrobiol.* 132, 237-253.

COOPER, P.F., JOB, G.D., GREEN, M.B., and SHUTES, R.B.E., 1996. *Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment*. WRc Swindon, Swindon.

COOPER P.F 2003. *UK experiences with reed beds and constructed wetlands from 1985 to 2003* in proceedings of the 1st International Seminar on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands (edited V. Diaz, J. Vymazal) Lisboa, Portugal PAC

COOPER P.F 2001. *Nitrification and denitrification in hybrid constructed wetland systems in Transformation of nutrients in natural and constructed wetlands* (editor J. Vymazal), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

CRONK, J.K., and FENNESSY, M.S., 2001. *Wetland Plants. Biology and Ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

DREW, M.C., 1979. *Plant Responses to anaerobic conditions in soil and solution culture*. Current Advances in Plant Science 36, 1-13.

GAMBRELL, R.P., DELAUNE, R.D., and PATRICK, W.H., 1991. *Redox processes in soils following oxygen depletion*. In: Jackson, M.B., Davies, D.D., Lambers, H. (Eds.), *Plant Life Under Oxygen Deprivation: Ecology, Physiology and Biochemistry*. SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands, 101-107.

GELLER, G., 1997. *Horizontal subsurface flow systems in the German speaking countries: summary of long-term scientific and practical experiences; recommendations*. Wat. Sc. and Tech., 35, 157-166.

GERSBERG, R.M., and GOLDMAN, C.R., 1983. *Nitrogen removal in artificial wetlands*. Wat. Res. 17, 1009-1014.

GERSBERG, R.M., LYON, S.R., BRENNER, R., and ELKINS, B.V., 1987. *Fate of Viruses in Artificial Wetlands*. Appl. Environ. Microb., 53, 731-736.

GRIES, C., KAPPEN, L., and LOSCH, R., 1990. *Mechanism of flood tolerance in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel*. New Phytol., 114, 589-594.

GUMBRICHT, T., 1993a. *Nutrient removal capacity in submersed macrophyte pond systems in a temperate climate*. Ecol. Eng., 2, 49-61.

GUMBRICHT, T., 1993b. *Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems*. Ecol. Eng., 2, 1-30.

HABERL, R., and PERFLER, R., 1990. *Seven years of research work and experience with wastewater treatment by a reed bed system*. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed wetlands in water pollution control*. Pergamon Press, Oxford, 205-214.

- HAMMER, D.A., 1992. *Creating freshwater wetlands*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI.
- HASLAM, S.M., 1971a. *Community Regulation in Phragmites communis Trin. I. Monodominant Stands*. J. Ecol., 59, 65-73.
- HASLAM, S.M., 1971b. *The Development and Establishment of Young Plants of Phragmites communis Trin.* Ann. Bot., 35, 1059-1072.
- HASLAM, S.M., 1972. *Biological flora of the British Isles*. J. Ecol., 60, 585-610.
- HASLAM, S.M., 1973. *Some aspects of the life history and autecology of Phragmites communis Trin. A Review*. Pol. Arch. Hydrobiol., 20, 79-100.
- HOFMANN, K., 1986. *Wachstumverhalten von Schilf (Phragmites australis [Cav.] Trin. ex Steudel) in klärschlammgeschickten Filterbeeten*. Arch. Hydrobiol., 107, 385-409.
- JOHANSEN, N.H., BRIX N., and ARIAS C.A. 2002. *Design and characterisation of a compact constructed wetland removing BOD, nitrogen and phosphorus for single household sewage* in proceedings of the 8th international conference on wetland treatment for water pollution control, Arusha, Tanzania.
- KADLEC, R.H., and KNIGHT, R.L., 1996. *Treatment wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, New York, London, Tokyo.
- KEMP, W.M., and MURRAY, L., 1986. *Oxygen release from roots of the submersed macrophyte Potamogeton perfoliatus L.: Regulating factors and ecological implications*. Aquat. Bot., 26, 271-283.
- KICKUTH, R., 1981. *Abwasserreinigung in mosaikmatrizen aus aeroben und anaeroben teilbezirken*. In: Moser, F. (Ed.), *Grundlagen der Abwasserreinigung*, 639-665.
- KNIGHT, R.L., 1997. *Wildlife habitat and public use benefits of treatment wetlands*. Wat. Sci. Tech., 35, 35-43.
- LAAN, P., SMOLDERS, A., BLOM, C.W.P.M., and ARMSTRONG, W., 1989. *The relative roles of internal aeration, radial oxygen losses, iron exclusion and nutrient balance in floodtolerance of Rumex species*. Acta Bot. Neer., 38, 131-145.
- LANCE, J.C., GERBA, C.P., and MELNICK, J.L., 1976. *Virus Movement in Soil Columns Flooded with Secondary Sewage Effluent*. Appl. Environ. Microb., 32, 520-526.
- LAWSON, G.J., 1985. *Cultivating reeds (Phragmites australis) for root zone treatment of sewage*. Contract Report ITE, Water Research Centre, Cumbria, UK.

MARSTEINER, E.L., COLLINS, A.G., THEIS, T.L., and YOUNG, T.C., 1996. *The influence of macrophytes on subsurface flow wetland (SSFW) hydraulics*. Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur Wien, Vienna, Austria.

MCINTYRE, B.D., and RIHA, S.J., 1991. *Hydraulic Conductivity and Nitrogen Removal in an Artificial Wetland System*. J. Environ. Qual., 20, 259-263.

MINISTRY OF ENVIRONMENT AND ENERGY, 1997 Rodzoneanlæg Act No 325 of 14 1997 on wastewater treatment in rural areas (In danish), Denmark

MINISTRY OF ENVIRONMENT AND ENERGY, 1999 Rodzoneanlæg op til 30 PE Nr. 1 Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen, Denmark

MITSCH, W.J., GOSSELINK, J.G., 1993. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York.

MOORHEAD, K.K., and REDDY, K.R., 1988. *Oxygen transport through selected aquatic macrophytes*. J. Environ. Qual., 17, 138-142.

NGO, V., 1987. *Boosting pond performance with aquaculture*. Operations Forum 4, 20-23.

PERDOMO, S., FUJITA, M., and FURUKAWA, K., 1996. *Oxygen transport through Pistia stratiotes L.* Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur Wien, Vienna, Austria.

PETTECREW, E.L., and KALFF, J., 1992. *Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49, 2483-2489.

PLATZER, C., 1996. *Enhanced nitrogen elimination in subsurface flow artificial wetlands - a multi stage concept*. Proc. 5th Int. Conf. on Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur Wien, Vienna, Austria.

REDDY, K.R., and DE BUSK, W.F., 1985. *Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic Macrophytes*. J. Environ. Qual., 14, 459-462.

REDDY, K.R., PATRICK, W.H., JR., and LINDAU, C.W., 1989. *Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands*. Limnol. Oceanogr. 34, 1004-1013-1004-1013.

RICHARDSON, C.J., 1985. *Mechanisms Controlling Phosphorus Retention Capacity Freshwater Wetlands*. Science, 228, 1424-1427.

RODEWALD-RUDESCU, L., 1974. *Das Schilfrohr*. E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

ROVIRA, A.D., 1965. *Interactions between plant roots and soil microorganisms*. Ann. Rev. Microbiol., 19, 241-266.

- ROVIRA, A.D., 1969. *Plant root exudates*. The Botanical Review, 35, 35-57.
- SAH, R.N., and MIKKELSEN, D.S., 1986. *Transformations of Inorganic Phosphorus during the Flooding and Draining Cycles of Soil*. Soil Sci. Am., J. 50, 62-67.
- SAND-JENSEN, K., PRAHL, C., and STOKHOLM, H., 1982. *Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes*. Oikos, 38, 349-354.
- SCHIERUP, H.-H., BRIX, and H., LORENZEN, B., 1990. *Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark - state of the art*. In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, London, 495-504.
- SEIDEL, K., 1966. *Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen*. Naturwiss., 53, 289-297.
- SEIDEL, K., 1964. *Abbau von bacterium coli durch höhere wasserpflanzen*. Naturwiss., 51, 395-395.
- SEIDEL, K., HAPPEL, H., and GRAUE, G., 1978. *Contributions to revitalisation of waters*. Stiftung Limnologische Arbeitsgruppe Dr. Seidel e.V., Krefeld (Germany).
- SMITH, I.D., BIS, G.N., LEMON, E.R., and ROZEMA, L.R., 1996. *A thermal analysis of a sub-surface, vertical flow constructed wetland*. Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur Wien, Vienna, Austria.
- SOMES, N.L.G., BREEN, P.F., and WONG, T.H.F., 1996. *Integrated hydrologic and botanical design of stormwater control wetlands*. Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur Wien, Vienna, Austria.
- SORRELL, B.K., and ARMSTRONG, W., 1994. *On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants*. J. Ecol., 82, 177-183.
- SORRELL, B.K., and BOON, P.I., 1992. *Biogeochemistry of billabong sediments. II Seasonal variations in methane production*. Freshwater Biol., 27, 435-445.
- STUDER, C., and BRÄNDLE, R., 1984. *Sauerstoffkonsum und versorgung der rhizome von Acorus calamus L., Glyceria maxima (Hartmann) Holmberg, Menyanthes trifoliata L., Phalaris arundinacea L., Phragmites communis Trin. und Typha latifolia L.* Bot. Helv., 94, 23-31.
- TORNBJERG, T., BENDIX, M., And BRIX, H., 1994. *Internal gas transport in Typha latifolia L and Typha angustifolia L .2. Convective throughflow pathways and ecological significance*. Aquat. Bot., 49, 91-105.

VÉBER, K., 1978. *Propagation, Cultivation and Exploitation of Common Reed in Czechoslovakia*. In: Dykyjová, D., Kvet, J. (Eds.), *Ecological Studies*, Vol. 28. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 416-425.

VYMAZAL, J., BRIX, H., COOPER, P.F., HABERL, R., PERFLER, R., and LABER, J., 1998. *Removal mechanisms and types of constructed wetlands*. In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R. (Eds.), *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publisher, Leiden, The Netherlands, 17-66.

WATSON, J.T., REED, S.C., KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L., and WHITEHOUSE, A.E., 1989. *Performance expectations and loading rates for constructed wetlands*. In: Hammer, D.A. (Ed.), *Constructed wetlands for wastewater treatment. Municipal, industrial and agricultural*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI, 319-351.

WEISNER, S.-E.B., and EKSTAM, B., 1993. *Influence of germination time on juvenile performance of Phragmites australis on temporarily exposed bottoms: Implications for the colonization of lake beds*. *Aquat. Bot.*, 45, 107-118.

WEISNER, S.-E.B., GRANALI, W., and EKSTAM, B., 1993. *Influence of submergence on growth of seedlings of Scirpus lacustris and Phragmites australis*. *Freshwater Biol.*, 29, 371-375.

WESTLAKE, D.F., 1963. *Comparisons of plant productivity*. *Biol. Rev.*, 38, 385-425.

WETZEL, R.G., 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego.

WORRALL, P., PEBERDY, K.J., and MILLETT, M.C., 1996. *Constructed wetlands and nature conservation*. *Wat. Sci. Tech.* 35, 2051-2139.

4.3 Les filtres à sable intermittents

4.3.1 Description

Les deux principaux types de filtre à sable intermittent se différencient sur la vitesse de filtration. Les filtres à sable lents ont été développés au début du 19^e siècle en Angleterre et se sont ensuite répandus à travers le monde. Un peu plus tard, les filtres à sables rapides ont fait leur apparition pour le traitement de la turbidité des eaux boueuses, chargées en argile, des fleuves et grandes rivières aux Etats-Unis (McGhee, 1991). Les filtres rapides filtrent de 5 à 15 m³/h.m², ce qui est cinquante fois supérieur à la filtration des filtres lents, qui traitent de 0,1 à 0,4 m³/h.m². Les filtres rapides combinent généralement la coagulation, la floculation, la clarification et la désinfection (Thonart, 2006; McGhee, 1991). Le substrat des filtres lents doit avoir une granulométrie moyenne de 0,15 à 0,3 mm, ce qui est généralement inférieur à la granulométrie des filtres rapides, qui est en moyenne de 0,6 à 2 mm. Les méthodes de nettoyage des filtres sont également différentes ; les filtres rapides sont lavés régulièrement, après quelques jours de fonctionnement, par inversion du courant d'eau dans le filtre (lavage à contre-courant) ; alors que les filtres lents sont nettoyés moins régulièrement, après des périodes de fonctionnement de deux à trois mois, en enlevant la couche supérieure du sable de surface (Thonart, 2006). Ce chapitre est consacré aux filtres à sable intermittents lents, qui sont appropriés au traitement des eaux usées.

Les mécanismes de traitement pour les filtres à sable lents sont basés sur le traitement biologique aérobie dans la masse de sable, la filtration physique des particules en suspension et l'adsorption. A la surface du filtre se forme une couverture de surface gélatineuse, appelée la *Schmutzdecke* (McGhee, 1991). Acte (1981) définit la *schmutzdecke* comme une couche biologique qui se forme et croît à la surface des filtres à sable lents et des lits bactériens. Ce biofilm est composé de bactéries, d'algues filamenteuses, de diatomées, de protozoaires, de rotifères, de petits vers et d'autres petits organismes. Le biofilm fonctionne comme une membrane biologique, qui capte et digère la matière organique, les bactéries et les algues mortes contenues dans les eaux usées.

Un revêtement visqueux équivalent dans sa composition à la *schmutzdecke* se forme également à la surface de chaque particule de sable. Cette couche phagocyte les impuretés absorbées et ses constituants se mangent entre eux (Thonart, 2006).

Il en résulte une diminution de la nourriture disponible pour les micro-organismes avec la profondeur et la compétition entre les micro-organismes augmente. L'effluent de sortie d'un filtre à sable lent ne contient habituellement que des sels inorganiques qui sont inoffensifs. L'effluent de sortie peut être pauvre en oxygène dissous et contenir du dioxyde de carbone ; son aération subséquente (un déversoir suffit) contrecarre ces inconvénients.

L'accumulation de matières apportées par l'effluent d'entrée réduit progressivement la capacité d'infiltration initiale. La capacité d'infiltration peut

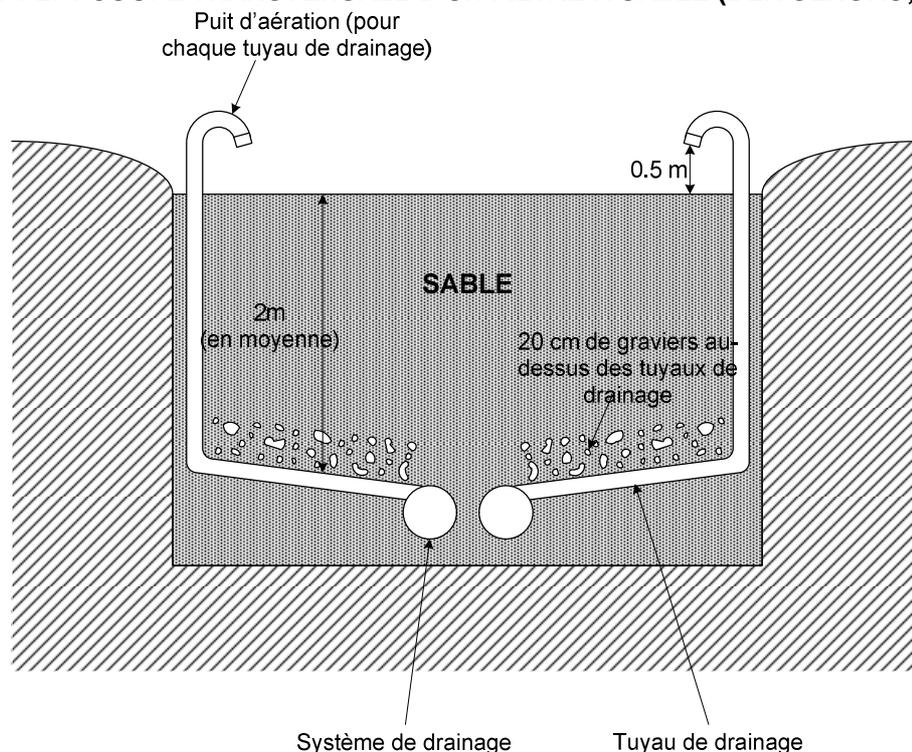
être régénérée en aménageant des intervalles d'aération (sans charge du filtre) entre les périodes de fonctionnement.

Si le filtre a la vocation de recharge en eau des nappes, le fond du filtre est construit en matériaux perméables de telle sorte que l'eau percole depuis la surface du filtre jusqu'à l'aquifère ; ces filtres à sable sont dénommés « sans fond ». Dans la plupart des cas, le fond du filtre est totalement imperméable (par une géomembrane ou du béton) et l'eau usée à traiter qui a percolé au travers du filtre est récoltée par des drains placés au fond du filtre à sable.

Systeme classique

La Figure 4-27 montre une coupe dans un filtre à sable lent classique.

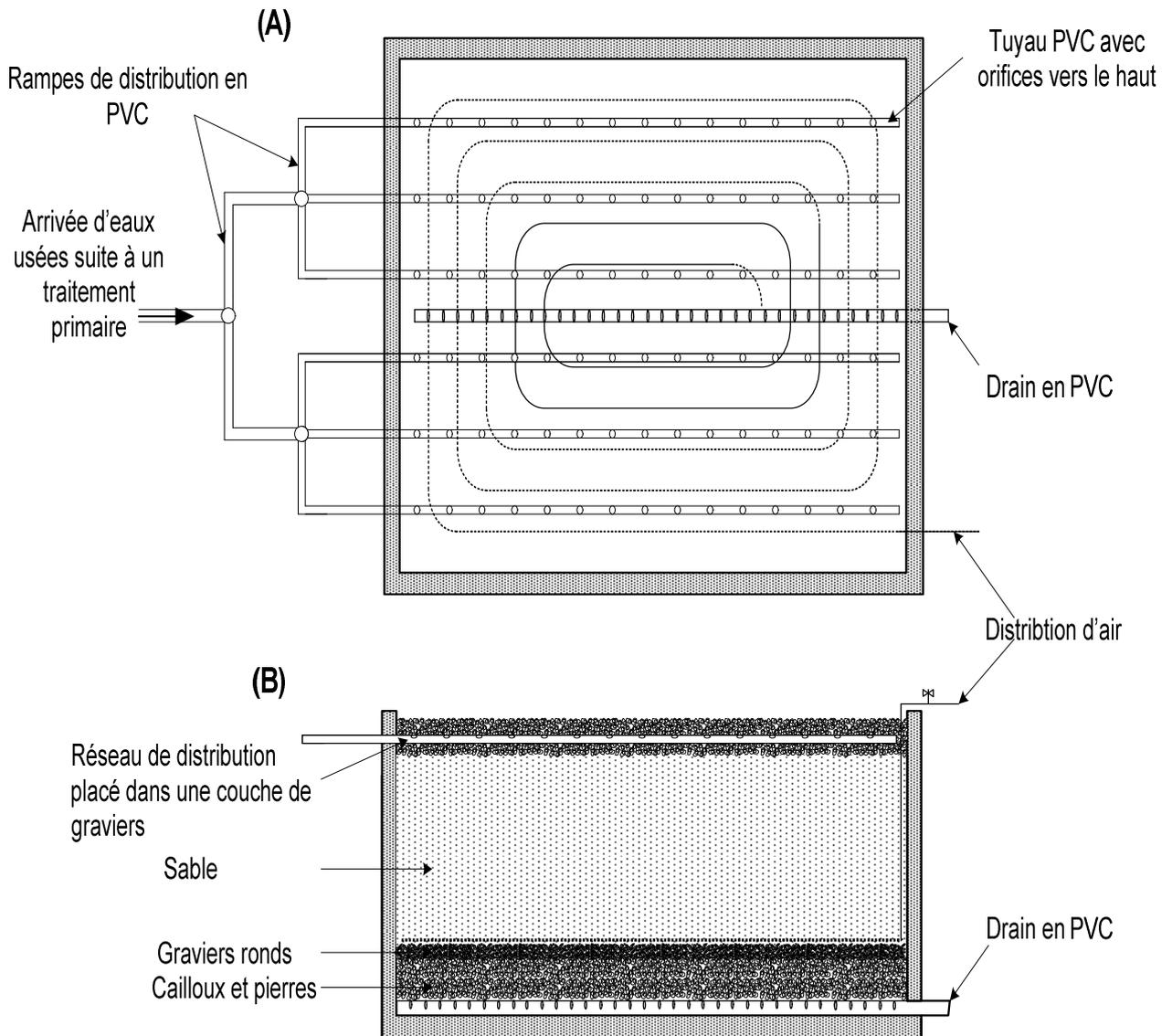
FIGURE 4-27 : COUPE TRANSVERSALE D'UN FILTRE A SABLE (BEN SERGAO, MAROC)



Source : adapté de Driouache et al. (1997)

Dans les filtres à sable modernes (voir Figure 4-28), un système d'aération optionnel insuffle de l'air dans le fond du filtre afin de ré-oxygéner des filtres surchargés ou peu entretenus.

FIGURE 4-28 : (A) VUE EN PLAN ET (B) VUE TRANSVERSALE D'UN FILTRE A SABLE MODERNE



4.3.2 Utilisation et performances

Types d'utilisation

Les filtres à sable intermittents sont habituellement utilisés pour des petites collectivités, de moins de 10 000 Equivalent Habitants (EH) (Xanthoulis, 1998). Cependant, ils peuvent convenir pour des populations plus larges, tel qu'à Agadir, Maroc, où un filtre à sable intermittent est installé pour 400 000 EH. Les filtres à sable traitent habituellement les effluents à la suite d'une fosse de décantation primaire et avant une station de traitement. D'autres filtres à sable sont utilisés pour le polissage et la nitrification d'effluents secondaires, ou encore le traitement d'effluents de bassins facultatifs (Crites and Tchobanoglous, 1998).

En Tunisie et au Maroc, les eaux usées traitées par les filtres à sable sont utilisées en agriculture pour l'irrigation non restrictive ou la recharge en eau des aquifères (Xanthoulis, 1998).

Performances épuratoires

Les recommandations suivantes doivent être suivies afin d'optimiser les performances (Xanthoulis, 1998):

- Comme leur nom le stipule, les filtres à sable intermittents doivent respecter des cycles de fonctionnement.
- Les périodes d'immersion totale doivent être aussi courtes que possible pour avoir de longues périodes de repos qui permettent la ré-oxygénation du substrat du filtre. En d'autres termes, la fréquence de dosage doit être la plus élevée possible.
- L'effluent doit être réparti à la surface du filtre aussi vite que possible et la couvrir rapidement entièrement.
- Les variations saisonnières climatiques peuvent inciter les opérateurs à changer leur mode de gestion en fonction des saisons.

Lorsqu'un filtre à sable intermittent est correctement dimensionné, il produit un effluent de sortie de très bonne qualité (voir Tableau 4-11).

TABLEAU 4-11 : CARACTERISTIQUES DES EFFLUENTS DE SORTIE DU FILTRE A SABLE INTERMITTENT DU CONTE DE BOONE

Paramètres	Fosse de décantation	Filtre à sable intermittent	% Epuratoire
DBO (mg/L)	297	3	99,0
MES (mg/L)	44	3	93,2
NH ₄ -N (mg/L)	37	0,48	98,7
NO ₃ -N (mm/L)	0,07	27	384,71
Coliformes fécaux (u/100 ml)	4,56 x 10 ⁵	7,28 X 10 ¹	99,9

Source: Filtre à sable intermittent dans le conté de Boone (Missouri, USA), construit en 1995 et suivi durant 15 mois (EPA, 1999)

LeTableau 4-12 montre les performances d'un filtre à sable intermittent expérimental à Ben Sergao, Maroc, construit en 1986 pour traiter 750 m³/j (10 000 EH) (Driouache & al. 1997).

TABLEAU 4-12 : PERFORMANCES EPURATOIRES DU FILTRE A SABLE DE BEN SERGAO

Paramètres	Eaux usées	EU déposée	EU traitée	Abattement
MES [mg/L]	431	139	2,8	99%
DCO [mg/L]	1189	505	52	96%
DBO ₅ [mg/L]	374	190	10	97%
NTK [mg N/L]	116	99	17	85%
Nitrates [mg N/L]	0	--	56,7	--
N Total [mg N/L]	116	--	73,7	36%
P Total [mg/L]	26	24,5	15,8	39%
K [mg/L]	37	--	37	--
Ca [mg/L]	143	--	238	--
Coliformes Fécaux [CF/100ml]	6,156 10 ⁶	4,96 10 ⁶	327	100%
Œufs d'Helminthes [œufs/L]	214	47	0	100%

Source: Driouache & al., 1997

4.3.3 Critères de dimensionnement et matériaux

Le sable

Le sable étant le substrat filtrant, il constitue le matériau le plus important. La répartition granulométrique des particules et ses caractéristiques sont les principaux paramètres du filtre. L'épaisseur d'un filtre à sable intermittent (profondeur verticale du filtre) varie d'un filtre à l'autre et est généralement comprise entre 0,5 et 2 m (Crites and Tchobanoglous, 1998; McGhee, 1991; Xanthoulis, 1998); les filtres de 1 m de profondeur sont les plus répandus (McGhee, 1991). Des épaisseurs plus importantes ont été utilisées dans le passé afin de parer aux 2 à 5 cm qui sont enlevés lors des nettoyages périodiques. La profondeur minimale satisfaisante rapportée est de 0,5 m, des filtres de plus faibles profondeurs ont montré de bons abattement de DBO et de matières en suspension mais la faible profondeur a significativement affecté négativement le degré de nitrification (Crites and Tchobanoglous, 1998; McGhee, 1991).

La dimension des particules sableuses doit éviter d'emporter par migration les matières en suspension dans le substrat, doit promouvoir le développement de la couche de surface biologique, et doit permettre une vitesse de migration de l'effluent dans le filtre qui soit favorable à une bonne ré-oxygénation ainsi qu'une filtration efficace. La répartition des particules doit être aussi homogène que possible et suivre les recommandations suivantes (d'autres répartitions sont possibles) :

- $d_{90} = 2 \text{ mm}$
- $d_{50} = 800 \text{ } \mu\text{m}$
- $d_{10} = 330 \text{ } \mu\text{m}$
- $CU = d_{60}/d_{10} \leq 3$

Le coefficient d'uniformité (CU) est le rapport entre 60% de la taille des particules (d_{60}) et 10% (d_{10}) ; il décrit l'homogénéité de la taille des particules. La non-uniformité de la distribution granulométrique affecte souvent négativement le procédé de filtration. Il est important d'utiliser un sable durable et lavé, dépourvu de poussières, de limons, argile, particules organiques et calcaires qui pourraient colmater le filtre.

La surface de filtration et le nombre de filtres

Les filtres à sables lents demandent une surface de 0,4 à 4 m² par équivalent habitant, selon le type d'eau usées, la consommation journalière, la répartition granulométrique du sable, la profondeur du lit, le climat, les opérations de maintenance réalisées entre les cycles de fonctionnement, etc. (Xanthoulis, 1998).

La surface de filtration est définie par la formule suivante (Thonart, 2006):

$$A = \frac{Q}{v_h} \quad (\text{E. 46})$$

Où:

- A = Surface de filtration du filtre [m²]
- Q = volume d'eau usée à traiter par jour sur base du débit de pointe [m³/d]
- v_h = la vitesse de filtration superficielle [m/d]

La vitesse de filtration superficielle (v_h) est calculée par la formule de Hazen (E.47) définie pour la vitesse d'écoulement verticale d'eau au travers d'un média poreux en conditions saturées (McGhee, 1991).

$$v_h = C(d_{10})^2 \frac{h}{L} \left(\frac{T + 10^\circ}{60} \right) \quad (\text{E. 47})$$

Où :

- v_h = Vitesse de filtration superficielle (valeur approchée) [m/d]
- C = coefficient de compaction (varie de 700 à 1000 pour un sable fraîchement mis en place et de 500 à 700 pour un sable utilisé depuis plusieurs années)
- d_{10} = taille effective du substrat [mm]
- h = perte de charge [m]
- L = profondeur du lit ou de la couche filtrante [m]
- T = température, [°F]

La surface de filtration est à répartir sur plusieurs filtres (au minimum deux), car il faut tenir compte du temps nécessaire à la maintenance (un à deux jours) et pour le développement de la schmutzdecke (de 6h à 30 jours) (Thonart, 2006; McGhee, 1991).

La surface d'un filtre à sable lent intermittent doit être idéalement comprise entre 100 m² et 5000 m², le nombre de lits de filtration est donné approximativement par la formule suivant (Thonart, 2006):

$$n = \frac{1}{4} \sqrt{Q} \quad (\text{E. 48})$$

Où :

- n = nombre de filtres ($n \geq 2$)
- Q = débit d'eau à traiter [m³/h]

La charge hydraulique et l'application hydraulique

Il est fortement recommandé d'utiliser les valeurs de débit de pointe pour le dimensionnement, car les performances à long terme d'un filtre à sable lent intermittent dépendent de la restriction de la matière organique amenée par les bâchées successives. La charge hydraulique habituelle varie de 40 à 80 mm/j ; des charges supérieures colmatent les filtres qui utilisent des sables fins. Un autre paramètre est l'application hydraulique (HAR, Hydraulic Application Rate), qui est souvent utilisé pour évaluer les performances de ces systèmes (Crites and Tchobanoglous, 1998):

$$HAR = \frac{L_w}{DF} \quad (\text{E. 49})$$

Où:

- HAR = Application hydraulique [mm/bâchée]
- L_w = Charge hydraulique [mm/d]
- DF = fréquence des bâchées [bâchées/j]

L'application hydraulique peut aussi être exprimée en surface de charge, ce qui correspond à la charge (m³/h ou m³/j) divisée par la surface (m²). Le taux de charge surfacique est alors exprimé en m/h ou en m/j.

La charge organique

La charge organique d'un filtre à sable représente la charge organique journalière –en DBO et DCO- qui est appliquée à la surface du filtre. Habituellement, la charge organique est exprimée en kg DBO/m² et les valeurs varient de 0,0025 à 0,01 kg DBO/m².j (Crites and Tchobanoglous, 1998). En général, l'augmentation de la charge organique diminue la qualité de l'effluent pour un substrat donné (EPA, 1999).

La fréquence des bâchées

Il est recommandé d'appliquer le volume d'eaux usées à traiter en plusieurs bâchées à la surface du filtre, plutôt que d'appliquer la totalité en une seule fois. Crites and Tchobanoglous (1998) recommandent un minimum de 18 bâchées par jour pour un effluent classique en provenance d'un traitement primaire par une fosse de décantation, et de 24 doses par jour pour un effluent plus concentré. Il est important de différencier les bâchées des périodes de fonctionnement. Deux périodes de fonctionnement sont séparées par un période de ré-oxygénation et de séchage d'une durée de 2 à 3 jours. Il n'y a pas de période de repos entre deux bâchées.

Système de drainage

Afin de permettre la ré-oxygénation du filtre, et de maintenir les conditions aérobies, il est nécessaire d'évacuer l'effluent traité hors du filtre le plus rapidement possible. Un système de drainage est installé au fond du filtre et chaque tuyau de drainage est connecté à un tuyau d'aération. Les tuyaux de drainage sont installés dans un lit de graviers non calcaires de 10 à 25 cm d'épaisseur et recouverts d'une autre couche de graviers de 25 cm d'épaisseur. Un collecteur de drainage récolte les effluents des différents drains et doit être localisé au centre du filtre à sable (Xanthoulis, 1998).

Système de répartition et de distribution

Un système de distribution et répartition doit appliquer régulièrement les eaux usées à la surface des filtres. La méthode la plus répandue pour séquencer la distribution des filtres à sable sont les tuyaux distributeurs perforés à intervalles réguliers, avec les ouvertures généralement tournées vers le haut.

4.3.4 Fonctionnement et maintenance

Les tâches de fonctionnement et de maintenance sont le suivi de la qualité des effluents de sortie (DBO, DCO, Matières en suspension, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ et les coliformes fécaux/100ml); vérifier les systèmes de distribution et séquençage (entrée et sortie, tuyaux de distribution, pompes, etc.) et entretenir la surface du filtre (EPA, 1999). Entretien la surface du filtre consiste à laisser sécher la surface du filtre et ensuite retiré le film sec (2,5 cm à l'aide de pelle : Thonart, 2006; Xanthoulis, 1998) au minimum tous les 4 mois. Le matériel d'entretien est simple et est constitué de largeur râteliers légers, de pelles, de fourches et de brouettes. Les opérateurs doivent être munis de bottes et de gants de protection.

4.3.5 Estimation du coût unitaire

Les filtres à sable lents intermittents ne nécessitent pas de compétences spécifiques à la construction. Un sable fin peut généralement être trouvé localement à un prix raisonnable : dans ce cas, les filtres à sable lents sont peu coûteux. La localisation, les matériaux et la main d'œuvre vont constituer le coût total. Le coût d'un filtre à sable pour une famille individuelle résident aux Etats-Unis est de 10 000 US\$ (EPA, 1999). En Europe, le coût d'un filtre à sable pour plus de 100 EH est de 1000 €/EH.

4.3.6 Les ressources humaines

La construction d'un filtre à sable ne demande pas de compétence technique particulière ; son fonctionnement et entretien nécessite deux heures de travail par jour et peut être réalisé par un ouvrier non qualifié (EPA, 1999).

4.3.7 Impact environnemental

Avantage:

- Les filtres à sable lents intermittents produisent un effluent qui peut être réutilisé pour la recharge en eau des aquifères ou pour l'irrigation sans restriction. Si l'effluent satisfait aux normes en vigueur, il peut être rejeté dans l'environnement.
- La construction d'un filtre à sable lent respecte l'environnement.
- Aucun agent chimique n'est utilisé.

Désavantage :

- Les nuisances olfactives peuvent être un problème pour le voisinage.
- Les filtres peuvent se colmater.
- Des problèmes de fonctionnement peuvent survenir en hiver lors de la formation de glace en surface.

4.3.8 Bibliographie

CRITES, R., and TCHOBANOGLOUS, G., 1998. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. 4th edition, McGraw-Hill, New York, N.Y. 1064 p.

DRIOUACHE, A., SIMONIS, P., WAUTHELET, M., HAHN, H.H., and HOFFMANN, E., 1997. *Utilisation du biogaz à la station de Ben Sergao (Maroc) – Méthodes et résultats*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. 55p.

EPA, 1999. *Wastewater technology fact sheet – Intermittent sand filters*. EPA 832-F-99-067. Office of water, Washington D.C.

MCGHEE, T.J., 1991. *Water Supply and Sewerage*. 6th Edition, McGraw-Hill Inc., 602 p.

THONART, P., 2006. *Opérations unitaires du traitement des eaux industrielles*. Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux - Lecture notes.

XANTHOULIS, D., 1998. *Epuration par bassins d'infiltration au Cap Vert* (tractebel development engineering)

4.4 Le système évapotranspiratifs

Les systèmes évapotranspiratifs (systèmes ET) ont été développés dans les pays scandinaves dans le contexte de plantations de saules pour la production de biomasse forestière destinée à la production d'énergie. Ces plantations sont des espèces forestières à croissance rapide. Ces plantations sont souvent limitées par le manque en eau disponible durant la période estivale, ce qui a amené à développer le concept que ces plantes puissent être irriguées avec des eaux usées. L'irrigation avec les eaux usées urbaines contenant des fortes concentrations en azote et en phosphore, dans des proportions acceptables pour la croissance des plantes, permet le double effet d'apporter de l'eau et des nutriments pour une bonne croissance des plants. Des observations ont rapportés que les pertes par évapotranspiration de ces plantes étaient très élevées, ce qui a initié le concept du système évapotranspiratif de traitement des eaux usées, basé sur les saulaies, avec décharge à l'exutoire nulle.

Actuellement, les systèmes évapotranspiratifs qui utilisent les saulaies peuvent être trouvés dans tous les pays scandinaves, les pays Baltes, la Pologne, l'Irlande et il y a des travaux préliminaires en cours en France et en Grèce. Les systèmes évapotranspiratifs de traitement des eaux usées peuvent être utilisés partout où il y a un déficit en eau pour les plantes et une forte capacité d'évapotranspiration. Les systèmes évapotranspiratifs peuvent être dimensionnés pour que les pertes en eau du système soient plus de deux fois le potentiel évapotranspiratif, tel que calculé sur base des paramètres climatiques.

4.4.1 Définitions

Le système ET est une méthode de traitement et d'élimination des eaux usées sur site où elles sont produites, alternatif aux méthodes conventionnelles d'absorption par le sol, adaptés aux zones où la protection des eaux de surface ou de nappe est indispensable et où l'infiltration dans le sol n'est pas possible. Les systèmes ET combinent deux procédés distincts de prélèvement en eau depuis la surface du sol par évaporation et par la transpiration des plantes. Le système ET est unique dans sa capacité d'évaporer les eaux usées dans l'atmosphère, sans aucun rejet en eau de surface ou de profondeur. Dans certains cas, le système ET combine la percolation avec l'évaporation comme alternative.

L'évaporation

L'évaporation transforme une eau sous forme liquide en une eau sous forme vapeur (vaporisation) et la retire d'une surface évaporante (enlèvement de vapeur). L'eau s'évapore d'une grande variété de surfaces, tels que les lacs, les rivières, les revêtements, les sols et la végétation humides. De l'énergie est requise pour la transformation de l'état moléculaire liquide à l'état moléculaire gazeux. La radiation solaire, et dans une moindre mesure, la température ambiante de l'air fournit cette énergie. La force d'entraînement nécessaire pour enlever de l'eau sous forme vapeur d'une surface évaporante est la différence entre la pression de l'eau sous forme vapeur à la surface évaporante et celle de

l'atmosphère alentours. Lorsque l'évaporation se produit, l'air alentours se sature graduellement et le processus ralenti et s'arrête si de l'air humide n'est pas apporté à l'atmosphère. Le remplacement de l'air saturé par de l'air plus sec dépend fortement de la vitesse du vent. Les paramètres à prendre en considération pour le calculer un système ET sont identiques à ceux utilisés pour l'évaluation de l'évapotranspiration : la radiation solaire, la température de l'air, l'humidité de l'air et la vitesse du vent.

La transpiration

La transpiration vaporise l'eau liquide contenue dans les tissus des plantes et relâche la vapeur dans l'atmosphère. Les plantes perdent leur eau majoritairement par leurs stomates, qui sont de petites ouvertures sur les feuilles des plantes, au travers desquelles les échanges gazeux et la vapeur d'eau passent. Les racines prélèvent l'eau et les nutriments qui sont véhiculés dans toute la plante. La vaporisation se fait à l'intérieur des feuilles, dans les espaces intracellulaires, et les ouvertures des stomates contrôlent les échanges de vapeur. La quasi-totalité de l'eau prélevée par les plantes est transpirée, seule une très petite fraction est utilisée par les plantes.

L'évapotranspiration (ET)

L'évaporation et la transpiration s'opèrent simultanément, ce qui rend les deux processus difficile à discerner. Compte tenu de l'eau disponible dans les horizons superficiels du sol, l'évaporation d'une plante est principalement déterminée par la fraction de radiation solaire qui atteint la surface du sol. Cette fraction diminue au fur et à mesure de la croissance des plantes, lorsque les plantes se développent et que la canopée ombrage de plus en plus la surface du sol. Lorsque les plantes sont jeunes, l'eau est majoritairement évaporée par le sol, et lorsque les plantes sont complètement développées et couvrent complètement le sol, la transpiration devient le processus dominant. Le taux d'évapotranspiration est la quantité d'eau perdue par les plantes et un sol d'une surface plantée par unité de profondeur d'eau et est exprimée en millimètres (mm) par unité de temps -- heure, jour, décade, mois, ou même éventuellement une période entière de croissance ou année.

4.4.2 Les paramètres climatiques et locaux

Les paramètres météorologiques qui déterminent l'ET sont les paramètres climatiques qui fournissent l'énergie pour la vaporisation et prélèvent l'eau sous forme vapeur d'une surface évaporante. Les principaux paramètres à considérer sont repris ci-dessous.

La radiation solaire

La quantité d'énergie disponible pour vaporiser l'eau détermine l'évapotranspiration. La radiation solaire ou insolation est la source d'énergie la plus grande et qui peut changer d'énormes quantités d'eau sous forme liquide en eau sous forme vapeur. La quantité potentielle de radiation qui peut atteindre une surface évaporante est définie par sa localisation et la période de l'année. L'insolation potentielle diffère selon la latitude et les saisons, en fonction de la position du soleil. La radiation solaire réelle qui atteint une surface évaporante

dépend de la turbidité de l'atmosphère et de la présence de nuages qui réfléchissent et absorbent la majeure partie de l'insolation. Toute l'énergie solaire disponible n'est pas utilisée uniquement à la vaporisation de l'eau, mais aussi au réchauffement de l'atmosphère et du profil de sol.

La température de l'air

La radiation solaire est absorbée par l'atmosphère et la chaleur émise par la terre augmente la température de l'air. La chaleur sensible de l'air autour des plantes, leur transfère de l'énergie et exerce un contrôle d'influence sur l'évapotranspiration. Sous les climats chauds et ensoleillés, la perte en eau par évaporation est nettement plus importante que sous les climats nuageux et frais.

L'humidité de l'air

Alors que l'énergie fournie par le soleil et l'air autour des plantes est la force motrice pour vaporiser l'eau, la différence entre la pression de vapeur d'eau à la surface évaporante et l'air des alentours est le facteur déterminant pour l'évacuation de l'eau. Les plantes bien pourvues en eau dans les régions chaudes et arides consomment de très grandes quantités d'eau par l'abondance de l'énergie et le pouvoir dessiccateur de l'atmosphère. Dans les régions tropicales humides, malgré l'important apport énergétique, l'humidité importante de l'air réduit la demande d'évapotranspiration. Dans un tel environnement, l'air étant proche de la saturation aucune eau additionnelle ne peut être évacuée de la plante et l'évapotranspiration est alors inférieure aux régions arides.

La vitesse du vent

L'enlèvement de vapeur dépend dans une large mesure de la vitesse du vent et de la turbulence de l'air qui transfèrent de grandes quantités d'air au-dessus des surfaces évaporantes. En vaporisant l'eau, l'air au-dessus de la surface évaporante se charge en eau et se sature graduellement en vapeur d'eau. Si cet air n'est pas remplacé en permanence par de l'air plus sec, la force d'entraînement pour l'enlèvement de la vapeur d'eau et l'évapotranspiration diminue.

4.4.3 Les facteurs liés aux plantes

Le type de plantes, les variétés et les stades de développement doivent être pris en considération lorsqu'il faut évaluer l'évapotranspiration d'une surface plantée. Des différences de résistance à la transpiration, la hauteur des plantes, la régularité de la canopée, le réfléchissement, la couverture de sol, les caractéristiques du système racinaires induisent des niveaux différents d'évapotranspiration pour différents types de plantes, sous des conditions identiques. L'évapotranspiration des cultures en conditions standards (ETc) est la demande d'évaporation des cultures qui croissent sur de larges étendues avec un optimum en eau dans le sol, une gestion excellente et de bonnes conditions environnementales et qui atteignent une production maximale sous des conditions climatiques données.

Conditions de gestion et environnementales

Des facteurs tels que la salinité du sol, la fertilité du sol, la présence d'un horizon de sol dur ou impénétrable, l'absence de contrôle des maladies et des ravageurs et une mauvaise gestion peuvent limiter le développement des plantes et réduire l'évapotranspiration. D'autres facteurs qui entrent en compte pour établir l'évapotranspiration sont la couverture de sol, la densité de plantation, et le teneur en eau du sol. L'effet de la teneur en eau du sol sur l'évapotranspiration est conditionné par l'ampleur du déficit hydrique et par le type de sol. Trop d'eau conduit à l'engorgement et à l'hydromorphie qui endommagent les racines et limitent les prélèvements en eau par les racines en inhibant la respiration. Dans les systèmes ET, les plantes utilisées tolèrent l'engorgement permanent du sol, telles que les héliophytes et les arbres des zones humides.

La localisation

La localisation en altitude, hauteur au-dessus du niveau de la mer (m) et la latitude (degrés nord ou sud) influencent l'évapotranspiration car la pression atmosphérique (fonction de l'élévation du site par rapport au niveau moyen de la mer), la radiation terrestre et, dans certains cas, les heures d'insolation varient avec la latitude et l'altitude.

4.4.4 Comment estimer l'évapotranspiration?

L'évapotranspiration potentielle peut se mesurer en champ, mais une estimation précise requière un appareillage sophistiqué et des mesurages multiples. Ces méthodes sont exigeantes, coûteuses et demandent un personnel qualifié, ce qui les rend inappropriées pour des raisons pratiques. Ces méthodes sont principalement utilisées pour calibrer la précision des méthodes indirectes. La méthodologie employée pour mesurer l'évapotranspiration est basée sur la mesure de l'évaporation avec des ajustements pour tenir compte des effets du sol. L'évapotranspiration potentielle est habituellement mesurée indirectement à partir de facteurs climatiques, mais elle dépend aussi du type de sol pour les sols nus, de l'état de teneur en eau du sol et de la végétation. Une valeur potentielle de l'évapotranspiration est souvent calculée par une station climatique proche, pour une surface de référence fixée conventionnellement à une surface engazonnée. Cette valeur est appelée l'évapotranspiration potentielle de référence et elle peut être convertie en évapotranspiration d'une culture en la multipliant par un coefficient de surface. En agriculture, ce coefficient est le coefficient cultural. La différence entre l'évapotranspiration d'une culture et les précipitations est utilisée pour planifier les irrigations.

Les Nations Unies, par le biais de son agence en charge de l'agriculture, la FAO, a développé un logiciel nommé CROPWAT qui calcule les évapotranspirations de référence, les besoins en eau des cultures et les exigences des cultures pour l'irrigation. Les calculs sont basés sur un programme qui relie les données de conditions locales climatiques (une base de données relatives à plus de 140 pays) et différents besoins en eau des plantes. Le logiciel est disponible gratuitement sur Internet et peut se trouver et se télécharger à partir de l'adresse suivante : <http://www.fao.org/ag/AGL/aglw/cropwat.stm>.

4.4.5 Les types de systèmes ET et leurs caractéristiques

Il y a différents types de systèmes ET de par le monde. Les plantations de saules ont permis de traiter efficacement des eaux usées domestiques, des boues, et des lixiviats de décharges (Rosenqvist et al., 1997; Hasselgren, 1998; Hasselgren, 1999; Venturi et al., 1999). Ces techniques utilisent l'eau et les nutriments à des fins de production de biomasse, les excès de nutriments et d'eau sont rejetés dans des milieux récepteurs. Le Danemark a développé un système ET basé sur la saulaie pour traiter les eaux usées et recycler les nutriments des maisons unifamiliales sur les sites où les normes de rejet sont strictes, contraignantes et l'infiltration dans le sol impossible (Gregersen and Brix, 2000; Gregersen and Brix, 2001; Brix and Gregersen, 2002). Les saulaies évapotranspiratives n'ont pas d'exutoire et ne rejettent pas d'eau, grâce à l'évapotranspiration et une partie des nutriments sont recyclés par la biomasse des saules. La coupe des saules permet l'obtention d'une biomasse comme source de bioénergie, par combustion dans les chaudières à bois.

Les saulaies évapotranspiratives fermées

Dans une saulaie fermée, le bassin qui reçoit les eaux usées a une géomembrane étanche, et aucune infiltration dans le sol n'est possible (Ministry of Environment and Energy, 2003a). Toutes les eaux usées produites déversées dans le système et les précipitations doivent être évapotranspirées dans l'atmosphère sur une base annuelle.

Les saulaies évapotranspiratives avec infiltration

Les saulaies évapotranspiratives n'ont pas de géomembrane étanche et permettent l'infiltration dans le sol (Ministry of Environment and Energy, 2003b). Le système avec infiltration doit être utilisé sur des sols limoneux, où l'infiltration est lente.

FIGURE 4-29 : SAULAIE EVAPOTRANSPIRATIVE CLASSIQUE AU DANEMARK POUR UNE MAISON UNIFAMILIALE



4.4.6 Disposition et dimensionnement

Sélection des plantes et transpiration potentielle

Les plantes utilisées dans les saulaies évapotranspiratives doivent avoir les caractéristiques suivantes :

- Un pouvoir transpiratif élevé; habituellement, les plantes qui croissent dans les zones humides ou sur les sols mouillés ont un fort pouvoir évapotranspiratif car leurs stomates tendent à être ouverts en permanence ;
- Une croissance dans des sols engorgés ; les plantes des zones humides peuvent croître sur les sols hydromorphes grâce à leur système d'espaces lacunaires internes remplis d'air et qui véhiculent et transportent l'oxygène vers les racines ;
- La croissance doit maximaliser l'évapotranspiration, par l'effet « corde à linge » par exemple, où la hauteur de végétation est plus importante que dans les environs ;
- Une tolérance à des fortes teneurs en nutriments et accumulation de nutriments et de métaux lourds, dans la biomasse et ;
- Une tolérance à la salinité qui peut s'accumuler dans le système avec le temps.

Les facteurs suivants sont importants pour maximiser la perte par évaporation en eau de la surface des plantes et du sol :

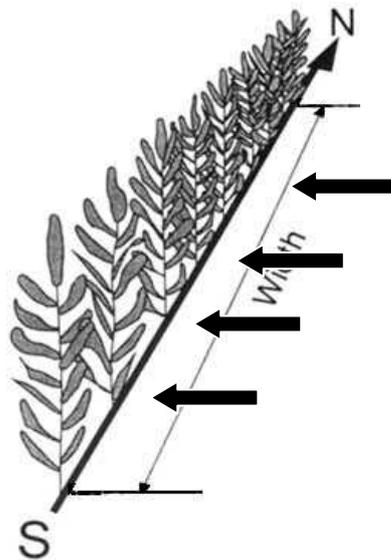
- Un apport élevé en énergie (radiation solaire) ;
- Une température de l'air élevée ;
- Une humidité relative de l'air basse ;
- Des échanges d'air importants (vent) ;
- Une canopée résistante ;
- Une résistance stomacale ;
- Un index de surface foliaire élevé et;
- Des facteurs tels que l'effet « oasis » où l'air plus chaud et l'air sec en équilibre avec les surfaces sèches créent un courant convecteur sur la végétation (Rosenberg, 1969).

Des expériences sur la végétation ont amélioré l'évaporation en utilisant l'enthalpie de l'air et l'énergie de rayonnement; ce procédé permet un refroidissement de l'air. L'effet « corde à linge » où la taille de la végétation est supérieure aux alentours (conditions de surface différentes) peut aussi augmenter les pertes en eau par évaporation (Allen et al., 1998). Ce phénomène apparaît lorsqu'un transport turbulent de chaleur sensible est apportée à la canopée végétale et qu'un transport de vapeur est enlevé de la même canopée. Ce phénomène est augmenté par une rupture du flux horizontal du vent qui se heurte à une strate végétale de plus grande taille. Conjointement, la couche constituée par la lisière interne sous le couvert végétal peut ne pas être en équilibre avec la nouvelle surface. L'évapotranspiration de

ces charges isolées, par unité de base surfacique, peut dès lors être significativement plus importante que l'évapotranspiration potentielle calculée.

Des exemples d'effet "corde à linge" ou "effet oasis" sont l'évapotranspiration d'une rangée simple d'arbres entourés d'une végétation basse ou un champ sec non cultivé ; ou encore, l'évapotranspiration d'une bande étroite de buissons (végétation hydrophyte) le long d'un canal. Une rangée d'arbres plantés perpendiculairement aux vents dominants va augmenter les pertes en eau par évaporation, car les plantes vont utiliser l'enthalpie de l'air pour évaporer l'eau et de plus, le vent va transporter la vapeur d'eau dégagée loin des plantes (voir Figure 4-3030).

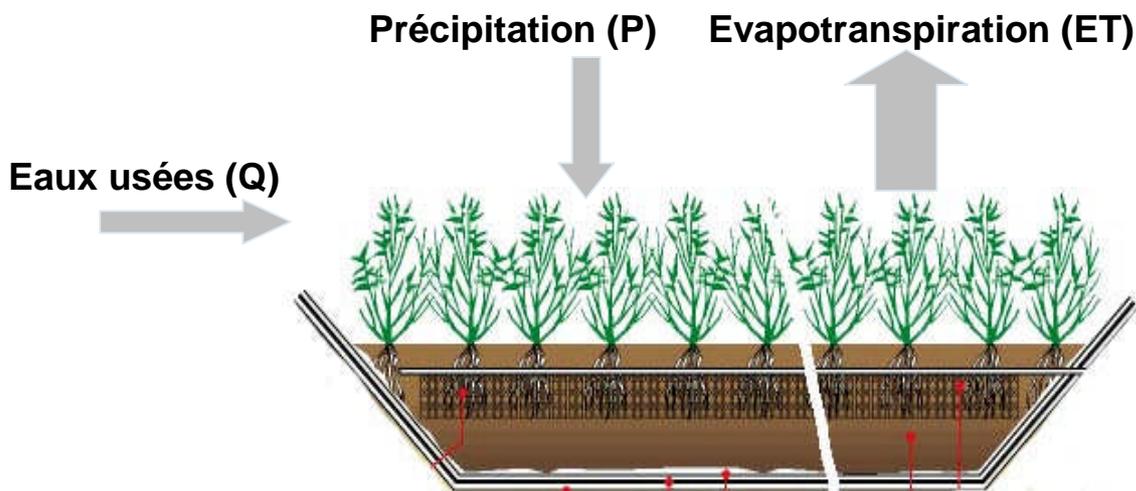
FIGURE 4-30 : EFFET "CORDE A LINGE"



Bilan en eau et hydrologie

L'un des aspects les plus importants pour les saulaies évapotranspiratives est leur capacité à évapotranspirer le total du volume en eaux usées apporté au système, en plus des précipitations qui s'y ajoutent. Sur une base annuelle, l'ET doit être équivalent au total des eaux usées apportées au système (Q), augmenté de la pluviométrie (P) (voir Figure 4-311). Dans la plupart des endroits, la pluviométrie et l'évapotranspiration varient d'une année à l'autre, alors que la production d'eaux usées reste constante. Dès lors, les variations saisonnières des précipitations et de l'évapotranspiration doivent être prises en compte, et le système doit comprendre un volume suffisant (en profondeur) pour stocker les eaux usées et les précipitations durant l'hiver.

FIGURE 4-31 : BILAN EN EAU D'UN SYSTEME EVAPOTRANSPIRATIF



Dimensionnement des structures

Les saulaies évapotranspiratives pour les eaux usées sont généralement constituées d'un bassin de 1,5 m de profondeur, ayant une géomembrane étanche (polyéthylène haute densité), remplis de sol et planté de saules clonés (*Salix viminalis* L.). La surface du bassin dépend de la quantité et qualité des eaux usées à évaporer et de la pluviométrie annuelle. Par exemple, une maison unifamiliale au Danemark requière entre 120 et 300 m². Les précipitations annuelles du site de construction sont un paramètre important de dimensionnement.

Les eaux usées sont épandues en souterrain sous pression dans le lit de saules. Les tiges et branches sont régulièrement coupées afin de stimuler la croissance et enlever des nutriments et métaux lourds.

Les principales caractéristiques des saules sont :

- Pour un ménage unifamilial (5EH), les eaux usées doivent être prétraitées dans une fosse de sédimentation à 2 ou 3 compartiments ayant un volume minimal de 2m³ avant d'être déversées dans la saulaie évapotranspirative ;
- Les saulaies fermées sont généralement construites avec une largeur de 8 m, une profondeur minimale de 1,5 m et des pentes de berge à 45° ;
- Le lit est contenu dans une géomembrane étanche et les eaux usées sont distribuées dans la profondeur du lit au moyen d'une pompe qui régule le niveau d'eau ;
- Un tuyau de drainage est prévu dans le fond du lit pour vidanger le lit en cas de besoin si les sels s'accumulaient avec les années ;
- Un tiers des saules sont coupés chaque année afin de maintenir les saules à un stade jeune et sain, avec un pouvoir évapotranspiratif élevé.

Les saulaies avec infiltration dans le sol sont dimensionnées comme les systèmes fermés. Les saules évaporent toutes les eaux durant la saison de croissance et durant l'hivernage, une fraction s'infiltré dans le sol.

4.4.7 Localisation et installation

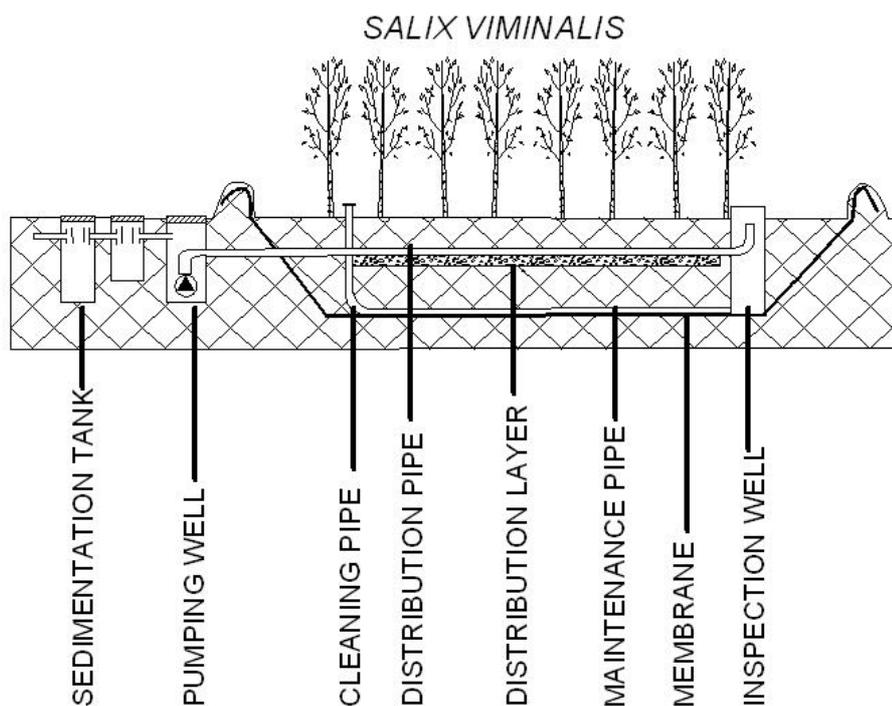
Disposition des systèmes ET

Afin de maximiser l'évapotranspiration, les saulaies évapotranspiratives doivent être localisées dans des endroits ouverts et placés à distance d'arbres et de constructions. Le système ne doit pas être ombragé par des arbres ou constructions hautes ; le lit planté doit être positionné perpendiculairement aux vents dominants. Un accès aisé doit être disponible pour le machinisme nécessaire à l'installation et à la coupe des saules.

Dimensionnement et construction

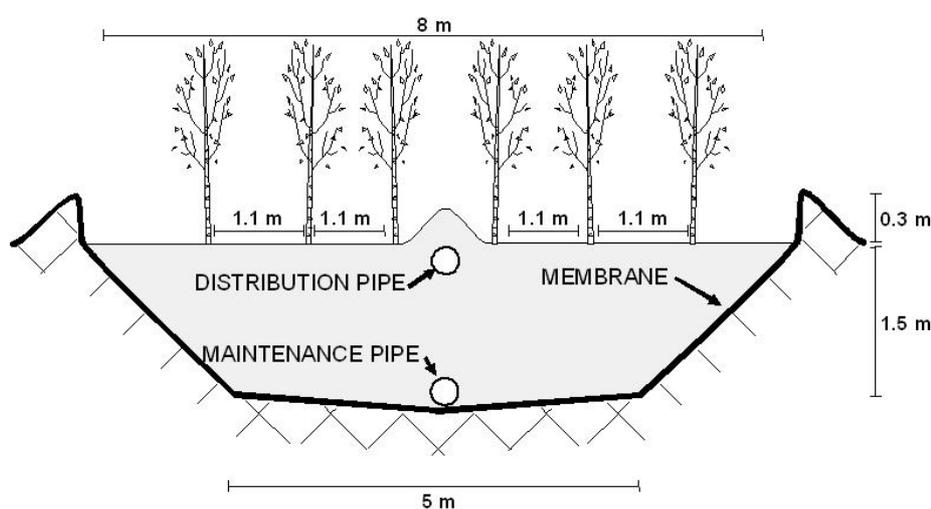
Les eaux usées doivent être adéquatement prétraitées, par exemple par une fosse de décantation précédant l'arrivée des eaux usées dans le système. Les eaux usées sont distribuées dans le lit par une pompe et une canalisation sous pression distribue l'eau au centre du lit. La canalisation de distribution est placée dans une couche de graviers de 16 à 32 mm, ou tous autres matériaux de porosité élevée. Le tuyau de distribution se termine dans une chambre d'inspection et de nettoyage (voir Figure 4-32 : 32). Le niveau d'eau dans le lit peut y être surveillé et peut servir à pomper l'eau hors du système si une accumulation de sels devait se produire.

FIGURE 4-32 : SAULAIE EVAPOTRANSPIRATIVE SANS EXUTOIRE



Un tuyau de drainage est placé dans une couche de gravier dans le fond du lit. Le drain est utilisé si l'eau doit être pompée hors du système. Les lits sont construits avec le sol en place du lieu de construction. Une berge de 0,3 m de haut ceinture le lit afin d'éviter toute intrusion d'eau de l'extérieur dans le lit, ainsi que de permettre une accumulation d'eau en surface durant l'hivernage (voir Figure 4-3333). En fonction de la disponibilité des géomembranes sur le marché, les systèmes font généralement une largeur de 8 m, une profondeur de 1,5 m et la longueur dépend de la surface nécessaire. Il est avantageux d'installer des lits plus profonds avec des berges avec des bords plus verticaux.

FIGURE 4-33 : SECTION TRANSVERSALE D'UNE SAULAIE EVAPOTRANSPIRATIVE FERMEE



Source: Gregersen et al., 2003a

La figure 4-34 montre que le système de distribution est à 60 cm sous la surface afin d'éviter tout problème de gel en hiver. La Figure 4-35 : 35 montre la position du canal de distribution et du tuyau de drainage au fond du lit pour une vidange potentielle.

FIGURE 4-34 : SYSTEME DE DISTRIBUTION ENTERRE POUR EVITER LE GEL HIVERNAL

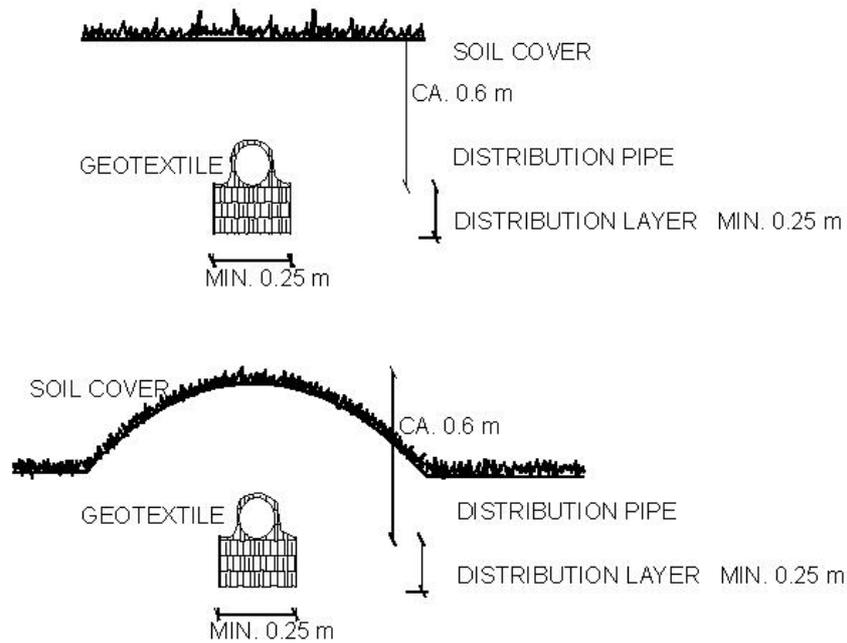
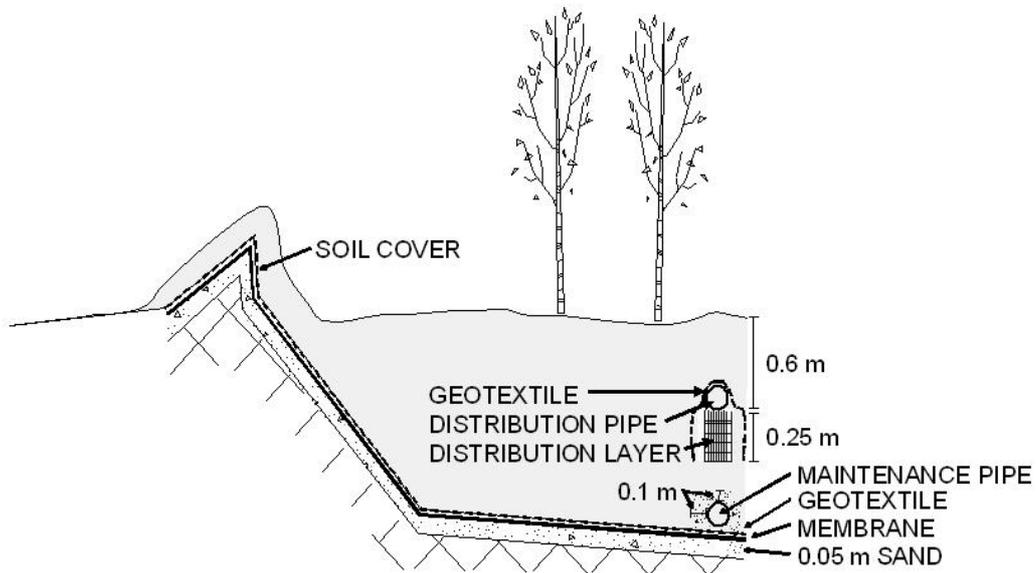


FIGURE 4-35 : SECTION TRANSVERSALE D'UNE SAULAIE EVAPOTRANSPIRATIVE, DETAIL



Plantation et installation des plants de saules

Les saulaies ET doivent être installée au printemps, avec du matériel végétal provenant de pépiniéristes. Les clones sélectionnés et utilisés sont d'un type à croissance rapide qui est développé pour maximiser la production de biomasse.

L'utilisation de saules sauvages n'est pas adaptée. Les saules vont rapidement grandir pour atteindre 4 m dès la première année. L'hiver suivant la plantation, les tiges sont coupées au ras du sol afin de favoriser le rejet de tiges multiples, c'est-à-dire le recépage. Habituellement, trois ans après la coupe et toujours en hiver, les saules sont récoltés. Les saules ont une bonne croissance si le sol est suffisamment humide jusqu'à la profondeur de 1 m. Ils peuvent supporter des engorgements saisonniers mais n'aiment pas l'hydromorphie permanente.

Le contrôle des plantes adventices est crucial à l'établissement des saules. Une éradication complète de toutes les plantes invasives pérennes est nécessaire avant la plantation et aussi durant les deux premières saisons de croissance. Clôturer est parfois nécessaire pour empêcher l'accès aux lapins et autres herbivores les deux premières années d'installation du lit de saules.

Des variétés de saules à forte production doivent être utilisées, développées spécialement pour du bois de taillis à courte rotation et production énergétique (voir Figure 4-36 : 36). Ces variétés ont été sélectionnées pour la production de hauts rendements, pour une croissance érigée, pour leur résistance ou tolérance aux maladies. Idéalement, un mélange de plusieurs variétés de diverses tolérances à la rouille est utilisé. Les saules plantés sont de longues boutures de 20 à 30 cm de long, coupées entre décembre et mars sur du matériel dormant de saules âgés de 1 an. Ils doivent alors être plantés immédiatement ou conservés à des températures de -2 à -4 °C qui les maintiendra viables pour plusieurs semaines. Lorsqu'ils sont retirés du stockage réfrigéré, ils doivent être replantés dans la matinée. Si les boutures sont laissées à des températures supérieures à 0°C, la dormance sera rompue, des racines adventices vont se développer et les bourgeons peuvent éclater. Leur teneur en nutriments et en eau sera réduite et leur viabilité compromise.

La plantation doit se faire idéalement après les derniers gels, mais peut se faire dès le mois de février si les conditions de sol le permettent. La plantation peut être réussie fin juin également, même s'il est préférable d'éviter les plantations tardives. Une première saison de croissance, la plus longue possible, favorise une bonne entrée dans leur premier hiver.

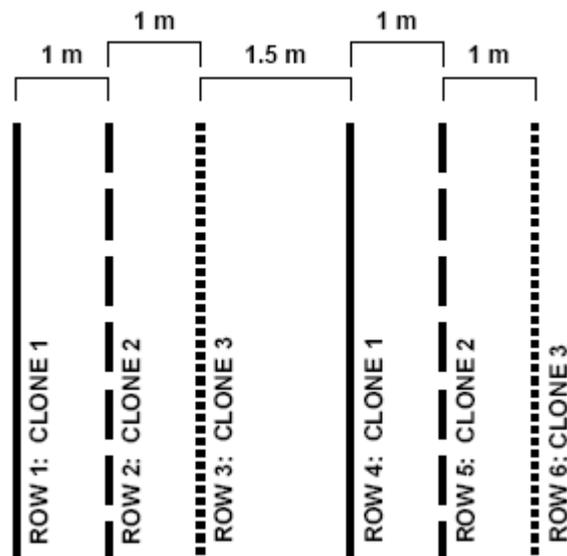
FIGURE 4-36 : BOUTURES DE SAULES COLOREES PAR VARIETE



Source: DEFRA, 2002

Les saules sont plantés en rangées espacées de 1m entre elles et 1,5 m approximativement séparent les séries de trois rangs. L'espace entre plants d'une même rangée est de 0,4 à 0,5 m. De chaque bouture sortira de 1 à 3 tiges qui atteindront jusqu'à 4 m à la fin de la première saison de croissance. Pour réduire le risque de perte par les ravageurs, trois variétés différentes de saules sont plantées en rangs alternés (voir Figure 4-37 : 37).

FIGURE 4-37 : TROIS VARIÉTÉS DE SAULES DIFFÉRENTES SONT PLANTÉES EN RANGS ALTERNATIFS



Les saules doivent être surveillés contre les ravageurs, contre les adventices, et pour leur bon état général la première année de leur installation. Les plantes adventices doivent être éliminées mécaniquement. Durant le premier hiver de la plantation, il est recommandé de couper les saules à 20 cm du sol pour encourager le rejet de tiges multiples. La coupe doit être faite aussi tard que possible en hiver mais avant l'éclosion qui se produit généralement fin février. Un herbicide de contact peut être épandu après la coupe pour contrôler les adventices qui se sont développées pendant la période d'installation. L'herbicide doit être appliqué avant l'éclosion des rejets sinon la plantation sera également touchée. De 5 à 20 rejets émergeront de chaque souche-mère selon les variétés. Dans les trois mois qui suivront la coupe, la canopée sera suffisamment développée pour fournir un contrôle naturel des adventices par une diminution de la lumière filtrant jusqu'au sol. La coupe se fait en totalité sur un cycle de 2 à 3 ans. En fonction du cycle choisi, une moitié ou un tiers de la saulaie est récoltée chaque année. Le travail est réalisé en hiver, après la chute des feuilles et avant l'éclosion, soit généralement de mi-octobre à début mars.

4.4.8 Disposition et taille des systèmes

La surface requise par les saulaies évapotranspiratives dépend de la quantité et de la qualité des effluents à traiter ainsi que de la pluviométrie annuelle locale. Les précipitations annuelles sur le site de construction et l'évapotranspiration potentielle sont des paramètres de dimensionnement importants. Les pertes annuelle par évapotranspiration (ET) d'une saulaie au Danemark sont estimées à 2,5 fois l'évapotranspiration potentielle locale, telle que définie par les paramètres climatiques. Ce facteur est à adapter selon les régions du monde où ces systèmes seraient appliqués.

L'évapotranspiration potentielle peut être estimée sur base des données météorologiques. Son calcul demande la connaissance de certains paramètres climatiques et physiques. Les données météorologiques mesurent certains de ces paramètres, d'autres doivent être dérivés à l'aide de relations directes ou empiriques de mesures habituelles. Ces données permettent de calculer combien d'eau (en mm/an) sera perdue par évapotranspiration de ces systèmes. La surface nécessaire est alors déterminée en fonction du débit d'eau usée, des précipitations normales et de l'ET potentielle au site concerné. Les variations saisonnières de l'évapotranspiration potentielle et des précipitations doivent être prises en compte.

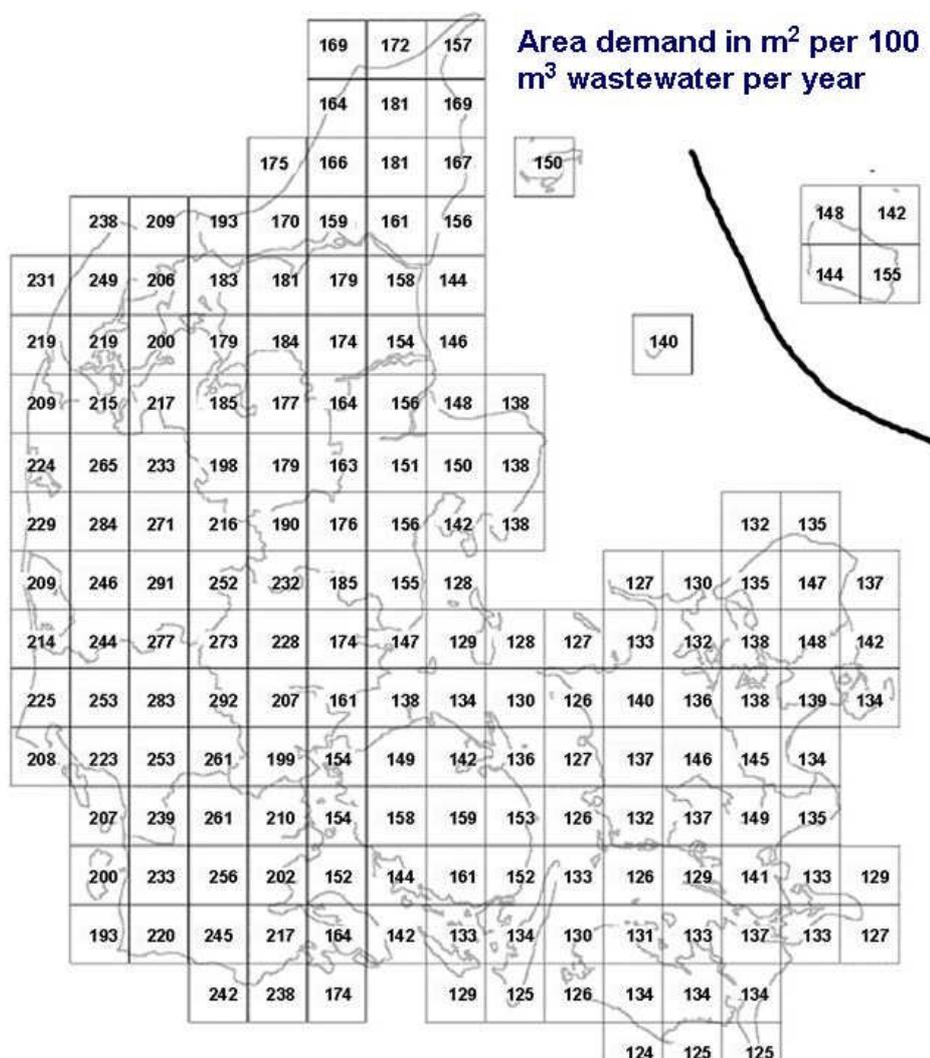
La variation normale annuelle des précipitations et l'ET potentielle (en valeurs mensuelles) peut être utilisées à modéliser la variation saisonnière du bilan en eau du système et calculer le volume de stockage nécessaire en hiver. L'expérience montre que pour le Danemark, c'est la nécessité d'une capacité de stockage en hiver plutôt que le taux d'évapotranspiration qui détermine la surface des systèmes.

Dimensionnement de saulaies évapotranspiratives au Danemark

Les directives danoises présentent des instructions détaillées pour dimensionner et construire une saulaie évapotranspirative (Gregersen et al., 2003a; Gregersen et al., 2003b). Au vu des variations régionales des précipitations au Danemark, et dans une moindre mesure de l'évapotranspiration, la dimension des systèmes peut fluctuer de plus d'un facteur deux. Dans les régions de faible pluviométrie, une surface de 124m² de lit se saules est nécessaire pour évaporer 100m³ d'eaux usées par an, alors que les régions à forte pluviométrie vont nécessiter une surface de 293 m² (voir Figure 4-38 : 38). Il est dès lors important de soigneusement évaluer le climat local avant de dimensionner une saulaie évapotranspirative.

Les saulaies avec infiltration dans le sol sont dimensionnées similairement aux saulaies fermées. Les saules évaporeront toutes les eaux usées durant la saison de croissance, mais durant l'hiver une fraction de l'eau sera infiltrée dans le sol. En général, les saulaies ET avec infiltration dans le sol offrent plus de flexibilité au dimensionnement, vu que l'eau qui n'est pas évapotranspirée peut être infiltrée.

FIGURE 4-38 : CARTE QUADRILLEE DU DANEMARK AVEC LES SURFACES DE SAULAIES (ET) NECESSAIRE POUR UN REJET DE 100 M³ D'EAUX USEES PAR AN



4.4.9 Fonctionnement et maintenance

Mise en route du système

La principale préoccupation à l'installation d'une saulaie ET est de sécuriser une production rapide et dense de saules pour transpirer l'eau apportée au système. Les premières années doivent se focaliser à maximaliser la bonne implantation et croissance des boutures. Ceci induit le respect de la meilleure période de plantation, qui est généralement optimale au début du printemps. Lorsque la plantation a eu lieu, la charge en eaux usées doit être gérée en fonction des besoins en eau des plantes, au minimum sans entraver le développement. Les adventices doivent être enlevés durant la première saison de croissance car

ils gênent la croissance des jeunes plants. Le niveau d'eau doit être régulièrement suivi durant la première année. L'évapotranspiration étant plus faible la première année, car les plantes sont encore petites et jeunes, le niveau d'eau ne doit atteindre la surface qu'à la fin de l'automne ; le cas échéant, il peut être nécessaire de pomper l'eau hors du système jusqu'au printemps suivant, à la reprise de l'évapotranspiration.

Maintenance de routine et élagage

Après la première année, la maintenance de routine est limitée à la vidange annuelle de la fosse de décantation ; à l'inspection des pompes et à la coupe annuelle de la moitié ou tiers des saules. La coupe doit se faire en hiver, après la chute des feuilles et avant l'éclosion des bourgeons, habituellement recommandée entre mi-octobre et début mars. L'élagage est nécessaire pour garder une population végétale saine avec un pouvoir évapotranspiratif maximal. Il est aussi plus aisé de couper les saules avant qu'ils ne deviennent trop encombrants.

FIGURE 4-39 : SOUCHE-MERE DE SAULES APRES LEUR COUPE HIVERNALE



4.4.10 Coûts

Capital

Les coûts en capital d'une saulaie ET vont varier significativement en fonction des conditions effectives du site et des besoins de construction. Les coûts occasionnés par le traitement primaire, habituellement une fosse de décantation, et le système de pompage pour distribuer les eaux usées au système peuvent être estimés avec une certaine précision ; mais dans une moindre mesure les coûts de la saulaie ET qui dépendent de la nécessité d'une géomembrane, de la quantité de sol à enlever, etc. Selon une estimation basée sur 34 ménages unifamilial au Danemark, les coûts de construction d'une saulaie

éapotranspirative (fermée avec géomembrane) varient de 2000 à 12000 € (Gregersen et al., 2003c). Le coût moyen d'une saulaie ET fermée, incluant le prétraitement et le système de pompage, est de 8000 € au Danemark. Il est nécessaire d'estimer les coûts pour chaque projet individuellement car les coûts dépendent significativement de la nécessité de l'excavation et de la géomembrane.

Fonctionnement

Les coûts de fonctionnement des systèmes évapotranspiratifs sont généralement très faibles et limités aux coûts de vidange de la fosse de décantation et de la vidange éventuelle des eaux usées du système. L'élagage des plants, requis une fois par an, ne nécessite que très peu de travail. L'élagage de la saulaie évapotranspirative pour une maison unifamiliale est généralement faite par le propriétaire en quelques heures. La première année, la surveillance et retrait des adventices est nécessaire mais ne nécessite également que très peu de travail. Les coûts de fonctionnement pour une saulaie unifamiliale au Danemark sont dès lors limités à la vidange annuelle de la fosse de décantation, ce qui représente un montant de 300 € par an.

Un volet important à considérer dans une étude comparative de coûts est le fait que les saulaies évapotranspiratives ne déversent qu'une quantité très réduite d'effluent de sortie, voir aucun effluent de sortie dans le cas des saulaies fermées. Une taxe au Danemark impose le paiement de 5 € par mètre cube d'eau déversé. Une maison unifamiliale déversant 100 m³ d'eau dans sa saulaie évapotranspirative fermée ne devra alors plus payer cette taxe et fera dès lors une économie de 500 €, ce qui couvre largement les frais engendrés par la vidange annuelle, chiffrée à 300 €.

4.4.11 Applications

Les systèmes évapotranspiratifs sont largement utilisés comme méthode sur site de traitement et de rejet où la protection des eaux de surface ou de sous surface est requise ou lorsque l'infiltration dans le sol n'est pas possible. Au Danemark, les saulaies évapotranspiratives sont majoritairement utilisées dans les zones rurales où les normes de rejet sont strictes et l'infiltration dans le sol impossible, soit à cause de la protection des réserves en eau souterraines, soit à cause de sol argileux ne se prêtant pas à l'infiltration, soit car les nappes sont proches de la surface. Les systèmes sont construits pour des maisons unifamiliales ou des petits groupements de maisons unifamiliales. Les saulaies infiltrantes sont majoritairement réalisées pour des maisons unifamiliales mais certaines traitent les eaux usées d'un zoo et des systèmes expérimentaux traitent des lixiviats.

L'expérience danoise dans les saulaies évapotranspiratives fermées

En 2007, plus de 100 systèmes par saulaies fermées sont en fonctionnement au Danemark, principalement pour traiter les eaux usées domestiques de maisons unifamiliales en zones rurales. La section suivantes résume six systèmes

construits en 1997 (Gregersen and Brix, 2000; Gregersen and Brix, 2001). Les six installations reçoivent les eaux usées de maisons unifamiliales et ont des superficies comprises entre 150 et 500 m², en fonction du nombre de personnes connectées et de leur consommation en eau, ainsi que des précipitations locales. Trois clones différents de *Salix viminalis* ('Björn', 'Tora' and 'Jorr') ont été plantés, en boutures de 20 cm avec 5 cm dépassant à la surface du sol. Les eaux usées déversées dans les systèmes et les précipitations ont été suivies et mesurées, de même que le niveau d'eau dans le lit de la saulaie.

Bilan en eau

L'aspect le plus important des systèmes évapotranspiratifs est leur capacité à évapotranspirer tout l'effluent d'entrée déversé dans l'installation en plus de la pluviométrie qui tombe et intègre le système.

Le

Tableau 4-13 : 3 présente les données estimées de l'évaporation des six systèmes pour leur deux premières années d'exploitation (Gregersen and Brix, 2001).

TABLEAU 4-13 : TAUX D'ÉVAPOTRANSPIRATION (MM PAR AN) POUR SIX INSTALLATION DE SAULAIES CONSIDERÉES AU DANEMARK

Installation	Année 1 (Avril 1997-Mars 1998)	Année 2 (Avril 1998-Mars 1999)
1	980	1,470
2	1,270	2,090
3	1,140	1,650
4	1,130	1,690
5	980	1,660
6	1,020	1,880

Source: Gregersen and Brix, 2001

La charge d'entrée de l'effluent est de 450 à 600 mm par an. Les précipitations de la seconde année ont été approximativement de 400 mm supérieures à la moyenne de 1150 mm, basée sur une période de 30 ans. Les installations 1 et 5 n'ont eu qu'une faible croissance des saules à cause d'une forte compétitivité avec des adventices qui se sont vigoureusement développées dans les lits de saules. L'installation 6 a eu des inondations de surface suite à des problèmes de construction. La forte pluviométrie observée la seconde année a engendré des conditions de saturation se manifestant par de l'eau en surface dans les lits, ce qui a surchargé hydrauliquement les systèmes.

L'eau n'est retirée des systèmes que par évaporation du sol ainsi que par transpiration des plantes.

Production de biomasse et coupe du bois

Des données sur la production de biomasse et les teneurs en nutriments et métaux lourds ont été récoltées dans les tiges et feuilles des pousses des premières et deuxième années dans l'installation 4. La plantation est de trois

rangs des clones 'Jorr', deux rangs du clone 'Bjørn', et deux rangs du clone 'Tora'. Malheureusement aucune mesure précise quant aux teneurs en métaux lourds et nutriments n'est disponible pour l'effluent d'entrée. Une composition moyenne normale dans une eau usée domestique est de 30 mg/l d'azote total, 10 mg/l de Phosphore total (Henze, 1982), et 30 mg/L de Potassium. Les teneurs en N, P et K retrouvées dans la biomasse fauchée correspondent presque exactement aux valeurs déchargées théoriquement dans le système. Seule la quantité de phosphore apportée au système est de l'ordre de 30% supérieure à la quantité retrouvée dans la biomasse. Le bilan de phosphore dépend cependant fortement de la contenance en phosphore des détergents utilisés par le ménage.

Il n'est pas possible d'établir un bilan en métaux lourds, basé sur les données disponibles. Habituellement, les eaux usées domestiques ne contiennent que très peu de métaux lourds. Des teneurs normales rapportées de métaux lourds dans les eaux usées domestiques sont de Cd: 2 µg/L; Pb: 40 µg/L; Zn: 130 µg/L; Cu: 40 µg/L; Ni and Cr: 15 µg/L; and Hg: 1 µg/L (Henze, 1982). En utilisant ces valeurs pour un bilan de masse, on peut calculer qu'une accumulation de métaux lourds peut se produire dans le système avec le temps. Le prélèvement des métaux lourds par les saules dépend cependant des teneurs présentes dans le sol et dans les clones (Landberg and Greger, 1994; Landberg and Greger, 1996; Greger and Landberg, 1997; Greger, 2000) ce qui engendrerait des valeurs d'enlèvement par la fauche de la biomasse supérieures aux valeurs observées. La simulation d'un scénario défavorable, basé sur les valeurs d'enlèvement mesurées et les niveaux de concentration cités ci-dessus, montre qu'après 25 ans de fonctionnement, les teneurs en métaux lourds dans le sol n'excèderaient pas la législation actuelle relative à l'utilisation des sols en agriculture (Cd: 0.5 mg/kg matière sèche; Pb: 40 mg/kg matière sèche; Zn: 100 mg/kg matière sèche; Cu: 40 mg/kg matière sèche; Ni: 15 mg/kg matière sèche; et Cr: 30 mg/kg matière sèche).

Accumulation de sels

La teneur en sels doit vraisemblablement augmenter avec le temps, mais le taux d'accroissement est inconnu et dépend des teneurs en sels dans l'effluent d'entrée, qui dépendent eux-mêmes des habitudes des ménages. Si la teneur devait augmenter et atteindre des niveaux inacceptables et intolérables pour les saules, il est possible d'évacuer l'eau devenue saline hors du système par pompage.

Expériences

Les premières expériences danoises ont montré qu'il était important de retirer les adventices du lit de saule durant la première année de l'installation. La croissance vigoureuse des adventices réduit significativement la production des saules la première année. Il est recommandé de couper les saules la première année afin de favoriser un bon tallage et l'obtention de nombreux rejets. Le nombre de rejets obtenu la première année restera le même pour les années suivantes. Peu de rejets produiront moins de biomasse, évapotranspireront moins et affecteront le prélèvement des nutriments également. D'où cette impérieuse nécessité d'empêcher une compétition avec les plantes adventices.

Dès la seconde année, les saules ne rivaliseront plus avec les adventices si elles ont été maintenues écartées la première année.

Les paramètres importants à prendre en compte pour dimensionner une saulaie évapotranspirative pour évaporer les eaux usées sont :

- La quantité exacte d'eaux usées produites durant la première année de fonctionnement;
- La pluviométrie sur le site de construction, et
- La sélection de saules clonés qui évapotranspirent l'eau, accumulent les nutriments et métaux lourds dans la partie de la biomasse récoltée.

Par exemple, considérant une pluviométrie annuelle moyenne de 700 mm et l'évapotranspiration des saules à 1200 mm par an ; la différence entre les précipitations (700 mm) et l'ET (1200 mm) est de 500 mm, soit 500l/m² qui représente la quantité d'eaux usées qui peut être déversée dans le système annuellement. Considérant ensuite que la consommation en eau est de 100L par personne et par jour, soit 36500 L par an, la surface qui sera nécessaire pour évapotranspirer ces eaux sera de 36500 L/an divisé par 55L/m² = 73 m² par personne. Les variations saisonnières des précipitations et de l'ET doivent également être prise en compte, afin que le système aie un volume suffisant (en profondeur) pour stocker les eaux usées et les précipitations durant l'hivernage. De plus, la quantité de nutriments apportés au système devra équilibrer la quantité de nutriments qui seront enlevés par la récolte de la biomasse.

Les données danoises montrent que lorsque la croissance des saules est optimale la première année de fonctionnement, l'évapotranspiration dans le système peut augmenter d'au minimum 300 mm, et sous les conditions du Danemark par exemple passer de 1200 mm à 1500 mm par an. Les saulaies ainsi dimensionnées pour le traitement des eaux usées de 2 à 3 personnes peuvent donc recevoir des quantités d'eaux usées supérieures à celles pour lesquelles elles ont été conçues dans leur première année de fonctionnement. Il reste cependant une incertitude quant aux performances dans le temps de ces systèmes, et en particulier sur leur accumulation potentielle des sels à des niveaux tolérables pour les saules.

4.4.12 Références

ALLEN, R.G., PEREIRA, L.S., RAES, D., and SMITH, M., 1998. *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements.*

BRIX, H., and GREGERSEN, P., 2002. *Water balance of willow dominated constructed wetlands.* Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha, Tanzania 16-19 September 2002, Vol. 1., 669-670. Dar es Salam, Tanzania.

DEFRA, 2002. *Growing short rotation coppice - best practice guidelines for applications to DEFRA's Energy Crop Scheme, 1-30.*

GREGER, M., 2000. *Willow as phytoremediator of heavy metal contaminated soil.* Obieg Pierwiastkow w Przyrodzie, 167-172.

GREGER, M., and LANDBERG, T., 1997. *Use of willow clones with high Cd accumulation properties in phytoremediation of agricultural soils with elevated Cd levels.* Proceedings of the 3rd International Conference on the Biogeochemistry of Trace Metals, 505-511.

GREGERSEN, P. and BRIX, H., 2000. *Treatment and recycling of nutrients from household wastewater in willow wastewater cleaning facilities with no outflow.* Proceedings of the 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vol. 2, page 1071-1076. University of Florida, Lake Buena Vista, Florida.

GREGERSEN, P., and BRIX, H., 2001. *Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland.* Wat. Sci. and Tech., 44, 407-412.

GREGERSEN, P., GABRIEL, S., BRIX, H., and FALDAGER, I., 2003a. *Retningslinier for etablering af pileanlæg op til 30 PE. – Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning 25, 1-49.* The Ministry of Environment, Denmark (in Danish)

GREGERSEN, P., GABRIEL, S., BRIX, H., and FALDAGER, I., 2003b. *Retningslinier for etablering af pileanlæg med nedsivning op til 30 PE. . – Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning 26, 1-51.* The Ministry of Environment, Denmark (in Danish)

GREGERSEN, P., GABRIEL, S., BRIX, H., and FALDAGER, I., 2003c. *Etablering af Pileanlæg - Baggrundsrapport. . – Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning 27, 1-112.* The Ministry of Environment, Denmark (in Danish)

HASSELGREN, K., 1998. *Use of municipal waste products in energy forestry: Highlights from 15 years of experience.* Biomass and Bioenergy 15, 71-74.

HASSELGREN, K., 1999. *Utilization of sewage sludge in short-rotation energy forestry: a pilot study*. Waste Management & Research 17, 251-262.

HENZE, M., 1982. *Husspildevands sammensætning*. Stads- og havneingeniøren 12, 386-387.

LANDBERG, T., and GREGER, M., 1996. *Differences in uptake and tolerance to heavy metals in Salix from unpolluted and polluted areas*. Applied Geochemistry 11, 175-180.

LANDBERG, T., and GREGER, M., 1994. *Can heavy metal tolerant clones of Salix be used as vegetation filters on heavy metal contaminated land?* In: Aronsson, P., Perttu, K. (Eds.), Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, page 133-144.

MINISTRY OF ENVIRONMENT AND ENERGY, 2003a. *Guidelines for willow systems up to 30 PE* (in Danish). Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning No. 25.

MINISTRY OF ENVIRONMENT AND ENERGY, 2003b. *Guidelines for willow systems with soil infiltration up to 30 PE* (in Danish). Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning No. 26.

ROSENBERG, N.J., 1969. *Advective contribution of energy utilised in evapotranspiration by alfalfa in the East Central Great Plains*. Agricultural Meteorology 6, 179-184.

ROSENQVIST, H., ARONSSON, P., HASSELGREN, K., and PERTTU, K., 1997. *Economics of using municipal wastewater irrigation of willow coppice crops*. Biomass and Bioenergy 12, 1-8.

VENTURI, P., GIGLER, J.K., and HUISMAN, W., 1999. *Economic and technical comparison between herbaceous (*Miscanthus x giganteus*) and woody energy crops (*Salix viminalis*)*. Renewable Energy 16, 1023-1026.

4.5 Procédés anaérobies

4.5.1 Description

Les procédés anaérobies permettent de traiter des eaux usées fortement chargées en matières organiques. En l'absence d'oxygène, les bactéries anaérobies dégradent les composés organiques en gaz carbonique et méthane ('Biogaz'). Dans le passé, ce traitement était principalement utilisé pour des substrats tels que boues, déchets organiques et eaux usées fortement chargées; des stations d'épuration étaient équipées de digesteurs classiques.

La crise énergétique des années 70 a concouru à un regain d'intérêt pour le traitement anaérobie en tant que producteur d'énergie. Plus tard, suite aux développements de recherches et d'expériences, des technologies modernes ont permis de réduire considérablement le temps de rétention des boues dans les digesteurs (réacteurs).

A ce jour, le traitement biologique anaérobie est largement utilisé pour les eaux usées à faible et moyenne charges, telles que les eaux usées urbaines.

4.5.2 Historique

A la fin du 19^{ème} siècle, il était déjà connu que le méthane était produit par un processus biochimique et microbiologique.

En 1896, le premier digesteur apparu en Grande Bretagne traitait des eaux usées et produisait du biogaz (riche en méthane) utilisé pour éclairer les rues.

Après la fin de la seconde guerre mondiale, la technologie de traitement anaérobie s'est développée rapidement. Au milieu des années 50, le digesteur (réacteur) contact est apparu et permettait dorénavant, grâce à la décantation des boues, d'obtenir un temps de rétention des boues plus long que le temps de rétention hydraulique.

A la fin des années 60, Young et McCarty inventait le Filtre Anaérobie (AF). Dans la fin des années 70, Lettinga et ses collègues de l'université d'agronomie de Wageningen (Pays-Bas) ont développé le digesteur UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) qui est maintenant devenu la technologie la plus largement utilisée dans le traitement anaérobie des eaux usées.

L'AF et l'UASB ont promu le développement des réacteurs anaérobies à haut rendement basés sur la théorie de mobilisation des micro-organismes et ayant pour objectif d'augmenter l'efficacité du mélange des eaux usées et des boues. Le Lit Fluidisé anaérobie et le Lit de boues granulaires expansé en sont les meilleurs exemples.

4.5.3 Mécanismes de la digestion anaérobie

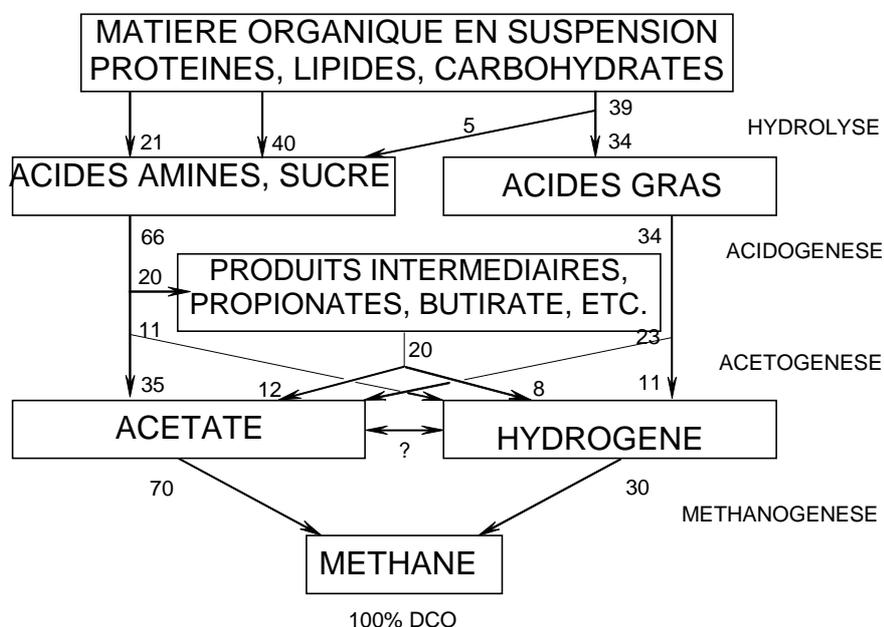
La transformation de macromolécules complexes en biogaz fait intervenir plusieurs groupes de micro-organismes. Différentes étapes sont nécessaires pour dégrader les protéines, les hydrates de carbone et les lipides. La conversion totale consiste en 4 étapes. (Voir Figure 4-40).

Hydrolyse

Ce processus convertit des matières complexes (polymères) en composés dissous (monomères) ayant des masses moléculaires plus faibles. Cela requiert l'intervention d'exo-enzymes excrétées par les bactéries fermentantes.

Les protéines sont dégradées en acides aminés en passant par les (poly) peptides. Les hydrates de carbone sont transformés en sucres solubles (mono- et disaccarides). Les lipides sont convertis en longues chaînes d'acides gras et en glycérine. Dans la pratique, le rendement de l'hydrolyse peut conditionner le rendement global de la digestion anaérobie. En particulier, le rendement de conversion des lipides devient très faible en dessous de 20°C.

FIGURE 4-40 : PRODUCTION DE METHANE A PARTIR DE MACROMOLECULES COMPLEXES



Les nombres font référence aux pourcentages, exprimés en DCO; la production de CO₂ n'est pas ici considérée. *Source: Gujer and Zehnder (1983)*

Acidogénèse

Les bactéries actives pour l'acidogénèse utilisent dans leurs cellules les composés dissous produits par l'hydrolyse et les excrètent sous forme de composés organiques simples (acides gras volatils, alcools, acide lactique) et minéraux (gaz carbonique, ammoniac, hydrogène et sulfure d'hydrogène). La fermentation acidogène est réalisée par un groupe diversifié de bactéries dont la plupart sont anaérobies strictes. Toutefois, certaines d'entre elles sont anaérobies facultatives et peuvent aussi métaboliser la matière organique via

des voies oxydatives. Les organismes anaérobies stricts et les méthanogènes sont intoxiqués par l'oxygène dissous.

Acétogénèse

Les produits de l'acidogénèse sont convertis en produits tels que acétate, hydrogène et gaz carbonique qui seront utilisés pour la production de méthane. Comme le montre la Figure 4-40, env. 70% de la DCO présente à l'origine dans l'influent sont convertis en acétate, le reste étant est converti en hydrogène. Selon l'état d'oxydation de la matière organique d'origine, la formation d'acétate peut être accompagnée par la formation de gaz carbonique ou d'hydrogène.

Méthanogénèse

La méthanogénèse est souvent l'étape limitante pour le rendement global de la digestion anaérobie ; aux faibles températures, l'hydrolyse peut être également une étape limitante. Le méthane est produit à partir de l'acétate et de la réduction du gaz carbonique par l'hydrogène en utilisant des bactéries acétotrophiques et hydrogéntrophiques, respectivement:

Méthanogénèse acétotrophique



Méthanogénèse hydrogéntrophique



Les bactéries produisant du méthane à partir de l'hydrogène et du gaz carbonique croissant plus rapidement que les bactéries utilisant l'acétate (Henzen and Harremoes 1983); ainsi, les méthanogènes acétotrophiques sont habituellement le facteur limitant durant la transformation des molécules présentes dans les eaux usées en biogaz.

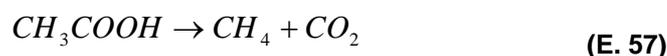
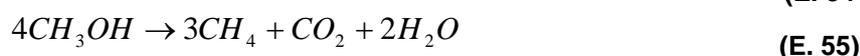
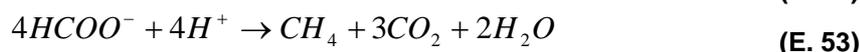
Les différents groupes de bactéries impliquées dans la conversion de matières organiques exercent tous des activités anaboliques et cataboliques. Par conséquent, parallèlement au dégagement des différents produits de la digestion, une nouvelle biomasse est formée durant les quatre étapes du processus de conversion présentées ci-dessus. Par facilité, les trois premières étapes sont quelques fois englobées et nommées fermentation (digestion) acide, la quatrième étant appelée fermentation (digestion) méthanogène.

La fermentation acide tend à diminuer le pH parce que la production d'acides gras volatils et autres intermédiaires dissocie et produit des protons. Comme la méthanogénèse ne se développe bien qu'au pH neutre, la réaction devient instable si, pour différentes raisons, le taux d'élimination des acides par la production de méthane diminue en dessous du taux de production d'acides : La production nette d'acides tend à diminuer le pH réduisant ainsi de plus l'activité méthanogène. En pratique, cette acidification du digesteur est la cause la plus fréquente de panne des systèmes de traitement anaérobie. Pour éviter l'acidification, une balance appropriée entre les fermentations acides et

méthanogènes doit être maintenue, c'est-à-dire qu'il faut une capacité de digestion méthanogène et une capacité 'tampon pH' suffisamment élevées.

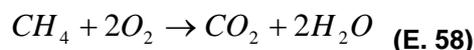
4.5.4 Stœchiométrie de la digestion anaérobie et oxydation

Un nombre limité de substrats sont utilisés par les organismes méthanogènes et les réactions mettent en jeu le CO₂ et le groupe méthyle (Madigan et al. 1997), incluant comme suit l'oxydation de l'hydrogène, l'acide formique, le monoxyde de carbone, le méthanol, la méthylamine et l'acétate :



Dans la réaction des méthanogènes acétoclastiques (E.57), l'acétate est divisé en méthane et gaz carbonique.

La réduction de la DCO dans un digesteur est calculée (ou vérifiée) par la production de méthane. La DCO du méthane est la quantité d'oxygène nécessaire pour l'oxyder en eau et gaz carbonique :



De l'équation (E. 58), la DCO par mole du méthane est $2 \times 2 \times 16 = 64$ g O₂/mole CH₄. Le volume de méthane par mole aux conditions standards (0°C et 1 atm) est 22,414 litres, ainsi l'équivalent CH₄ de la DCO convertie en conditions anaérobies est $22,414/64 = 0,35$ litre CH₄ /g DCO.

4.5.5 Cinétiques de la digestion anaérobie

Les cinétiques de croissance biologique sont basées sur deux relations fondamentales: le taux de croissance et taux d'utilisation du substrat.

L'effet de la concentration d'un substrat limitant la croissance (c'est-à-dire un nutriment essentiel) sur le taux de croissance microbienne a été décrit par différents modèles mathématiques (Monod, 1949; Moser, 1958; Contois, 1959; Grau et al. 1975).

La respiration endogène, communément définie comme l'autodestruction de la biomasse, la maintenance des cellules, la prédation, la mort et la lyse des cellules sont des processus conduisant à une diminution de la masse cellulaire. Ces processus sont importants dans les systèmes de traitement des déchets, spécialement dans les systèmes anaérobies, qui opèrent habituellement à des faibles taux de croissance spécifique.

Pour expliquer l'effet de ces processus sur le taux de croissance net, un taux de décroissance de micro-organisme est employé pour modifier le taux de croissance.

Les cinétiques du métabolisme des micro-organismes peuvent être résumées par deux expressions de base proposées par Monod :

Le taux de croissance des micro-organismes, qui est avéré proportionnel au taux d'utilisation de substrat (sucres) :

(1) :

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_g = Y\left(\frac{dS}{dt}\right)_u = X\mu = \frac{X\mu_m S}{(S + K_s)} \quad (\text{E. 59})$$

Le taux de décroissance des micro-organismes, qui peut être exprimé par une équation de premier ordre

(2) :

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_d = -Xb \quad (\text{E. 60})$$

Où:

- X = concentration en micro-organismes [mg VSS/L]; (VSS : Volatile Suspended Solids (M.O. en suspension))
- Y = (yield) coefficient de rendement (g VSS/g DCO)
- S = concentration du substrat [mg DCO/L];
- μ = taux de croissance spécifique des micro-organismes [d^{-1}] = augmentation relative de la masse par unité de temps (d : jour);
- μ_m = taux de croissance spécifique maximum [d^{-1}];
- b = Constante de taux de mortalité [d^{-1}];
- K = Constante de Monod (demi-saturation) [mg DCO/L] (index g, u et d pour growth (croissance), utilisation et décroissance (decay), respectivement).

et:

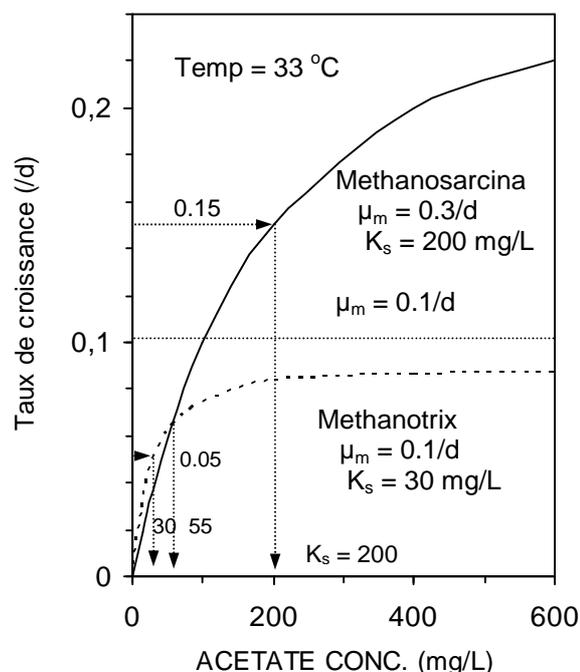
- $(dX/dt)_g$ = taux de croissance des microorganismes
- $(dS/dt)_u$ = taux d'utilisation des substrats (sucres)
- $(dX/dt)_d$ = taux de décroissance des micro-organismes
- (dX/dt) = production nette de micro-organismes

L'équation (E. 59) montre que, aux hautes concentrations en substrats, le rapport de Monod $S/(S + K_s)$ approche de l'unité et le taux de croissance devient indépendant de la concentration, c'est-à-dire, le processus devient d'ordre zéro. Si la concentration en substrats est faible, le rapport de Monod approche S/K_s et le taux de croissance est proportionnel à la concentration en substrats, ce qui est caractéristique d'un processus de premier ordre. Pour les concentrations intermédiaires, le taux de croissance est compris entre les ordres zéro et premier et suit la concentration en substrats.

La Figure 4-41 montre que la valeur du taux de croissance spécifique est fonction de la concentration pour deux types de bactéries méthanogènes:

Methanotrix et *Methanosarcina*. Les taux maximum de croissance spécifique de ces organismes consommateurs d'acétates sont $\mu_m = 0.1$ et 0.3 d^{-1} , respectivement. Le taux de croissance spécifique est à la moitié du maximum quand la concentration en substrat est égal au paramètre K_s , qui, pour cette raison, est appelé la constante de demi-saturation ou la constante d'affinité. Pour *Methanotrix* et *Methanosarcina* les valeurs de K_s sont 200 et 30 mg/L d'acétate, respectivement. La Figure 4-41 montre l'importance des valeurs numériques des constantes pour le comportement du système: aux basses concentrations en acétate (<55 mg/L), le taux de croissance spécifique de *Methanotrix* devient plus élevé que celui de *Methanosarcina* et, à l'extrême, la masse d'organismes méthanogène sera composé de la première bactérie. A l'opposé, aux concentrations en acétate excédant 55 mg/L, *Methanosarcina* entre en compétition avec *Methanotrix* et devient l'organisme principal consommateur d'acétate.

FIGURE 4-41 : TAUX DE CROISSANCE EN FONCTION DE LA CONCENTRATION EN ACETATE



La production nette en organismes dans le système de traitement est égale à la différence entre la croissance bactérienne et l'affaiblissement. Sur de longues périodes de temps, cette production nette devrait rester positive. En conséquent, pour maintenir la quantité de biomasse viable à une charge constante, une concentration minimale en substrat est nécessaire ; cette concentration peut être calculée en égalisant la production nette à zéro.

$$\left(\frac{dX}{dt} \right) = (\mu - b)X = 0 = \left[\left(\frac{\mu_m S_{\min}}{K_s + S_{\min}} \right) - b \right] X$$

Ou

$$S_{\min} = \frac{K_s B}{\mu_m - b} \quad (\text{E. 61})$$

S_{\min} est la valeur la plus faible de la concentration en substrats qui peut être atteinte dans un système de traitement. Pour la digestion anaérobie d'eaux usées, il y a une série de processus séquentiels convertissant la matière organique complexe en biogaz. Dans ces conditions, la concentration minimale en substrats sera égale à la somme des concentrations minimales pour les différents processus.

En pratique, dans le traitement des eaux usées, la concentration en substrats ne sera pas le minimum atteignable, car cela nécessiterait de très longs temps de séjour et, en conséquent, une installation d'une très grande taille inacceptable. Si la concentration en substrats est plus grande que le minimum il y aura une croissance nette en micro-organismes. Naturellement, l'augmentation de la masse en micro-organismes ne peut pas croître indéfiniment: après quelques temps d'opération, le système sera 'plein' la perte de masse en micro-organismes devient inévitable. Si l'on suppose que les micro-organismes produits dans un système de traitement complètement mélangé disparaissent à un taux constant, ce taux sera égal au taux net de production. Dans ce cas, une masse et une concentration constante en micro-organismes, compatible avec la charge organique entrant dans le système, s'établiront d'elles-mêmes. Le taux de perte est l'inverse de l'âge des boues, qui reflète le temps de rétention moyens des solides (micro-organismes). Ainsi, pour un système en état fixé (sans accumulation de micro-organismes):

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_w = \left(\frac{dX}{dt}\right)_g + \left(\frac{dX}{dt}\right)_d$$

Ou

$$\frac{X}{R_s} = X(\mu - b) \quad (\text{E. 62})$$

- R_s = âge des boues.
- $(dX/dt)_w$ = le taux de perte (disparition) des micro-organismes

En substituant μ dans l'équation (E.59), l'expression suivante est obtenue pour la concentration de substrats effluents:

$$S = \frac{K_s \left(b + \frac{1}{R_s}\right)}{\mu_m - \left(b + \frac{1}{R_s}\right)} \quad (\text{E. 63})$$

L'équation (E.63) montre que la concentration de l'effluent dépend de trois constantes (K_s , μ_m et b) et une variable du processus: l'âge de la boue, R_s . Figure 60 montre que la concentration en substrats est fonction de l'âge de la boue; il y a un âge minimum des boues pour le métabolisme prenne place. Pour

les âges des boues en deçà du minimum, le taux de disparition des micro-organismes dû à la perte de boues et la mort est plus grand que le taux maximum de croissance et par conséquent la population des micro-organismes ne peut être maintenue.

L'âge minimum des boues peut être calculé à partir de l'équation (E.63) en supposant qu'aucune conversion ne prend place, c'est-à-dire la concentration en substrat S est égal à la concentration de l'influent S_i .

$$\frac{1}{R_{sm}} = \frac{\mu_m}{\left(1 + \frac{K_s}{S_i}\right) - b} \quad (\text{E. 64})$$

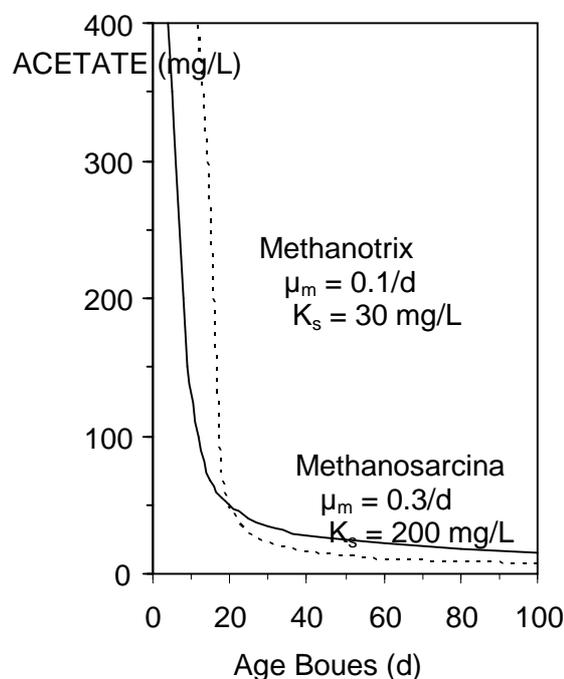
Souvent la concentration en substrats de l'influent est beaucoup plus élevée que la constante de demi-saturation (si ce n'est pas le cas, l'élimination de la matière organique sera difficile). Dans ce cas, l'équation (E.63) peut être simplifiée en

$$R_{sm} = \frac{1}{\mu_m - b} \quad (\text{E. 65})$$

Où

- R_{sm} = âge minimum des boues

FIGURE 4-42 : CONCENTRATION EN SUBSTRATS RESIDUELS EN FONCTION DE L'AGE DE LA BOUE POUR METHANOTRIX ET METHANOSARCINA



Source: Gujer and Zehnder (1982)

Un autre important paramètre cinétique est la constante du taux d'utilisation spécifique du substrat. Cette constante signifie la masse maximum de substrat

qui peut être métabolisé par unité de masse de bactéries et par unité de temps. Cela peut être calculé à partir du taux maximum de croissance spécifique et le coefficient de rendement comme suit:

$$K_m = \frac{\mu_m}{Y} \quad (\text{E. 66})$$

Où:

- K_m = taux d'utilisation spécifique du substrat [kg DCO/ kg VSS/d].

La Tableau 4-14 montre les constantes cinétiques les plus importantes pour les fermentations acides et méthanogènes.

TABLEAU 4-14 : CONSTANTES CINÉTIQUES DE BACTÉRIES ANAÉROBIES

Bactéries	$\mu_m(\text{d}^{-1})$	Y (mg-VSS/ mg-DCO)	K_m (mg-DCO/ mg-VSS/d)	K_s (mg- DCO/L)
Bactéries acidogènes	2.0	0.15	13	200
Bactéries méthanogènes	0.4	0.03	13	50
Mélange (culture combinée)	0.4	0.18	2	-

Source: Henzen and Harremoos (1983)

Il faut s'attendre qu'une culture pure d'acidogènes et de méthanogènes métabolisent ensemble un maximum de 13 mg DCO/mg VSS/d. Les acidogènes croissent de 0.15 kg VSS/kg DCO de substrat métabolisé (matière organique complexe), tandis que les méthanogènes croissent seulement de 0.03 kg VSS/kg DCO de substrats méthanogènes. Ainsi, une masse de boues de $0.15 + 0.03 = 0.18$ kg VSS/kg DCO se produira quand 1 kg of DCO de matières organiques complexes sera utilisé en anaérobiose. Une culture combinée d'acidogènes et de méthanogènes, générée par un substrat organique complexe, devrait typiquement être composé de $0.03/(0.03 + 0.15) = 1/6$ de méthanogènes et $5/6$ d'acidogènes. Cette estimation ne tient pas compte de deux facteurs: (1) en fait, la production des méthanogènes sera moindre car une fraction de l'influent anabolisée par les acidogènes ne deviendra pas disponible pour les méthanogènes et (2) la décroissance n'est pas prise en compte. Toutefois, ces facteurs ont un effet très faible, ainsi le taux maximal de production de méthane par unité de masse de masse bactérienne combine pourrait être seulement d'un sixième de celui obtenu par une culture pure de méthanogènes, c'est-à-dire $13/6 = 2$ mg DCO/ mg VSS/d.

4.5.6 Facteurs affectant la digestion anaérobie

Les facteurs importants affectant la digestion anaérobie des eaux usées sont la température, le pH, la présence des nutriments essentiels et l'absence de concentrations excessives de composés toxiques dans l'effluent. Pour les eaux usées, les trois derniers facteurs ne nécessitent normalement pas d'être considérés. Un pH adéquat et stable s'établit par la présence de systèmes carboniques et aucun produit chimique n'est à ajouter pour corriger le pH. Les nutriments (à la fois les macronutriments, azote et phosphore, et les micronutriments) sont abondamment disponibles dans les eaux usées. Les composés qui peuvent exercer une influence significative sur la population bactérienne sont généralement absents dans les eaux usées domestiques. La toxicité de sulfures n'est pas importante et l'oxygène dissous peut seulement constituer un problème si le système employé de digestion anaérobie est inadéquat.

Influence de la température sur la digestion anaérobie

Pour les eaux usées fortement chargées, la température opérationnelle peut être considérée jusqu'à une certaine limite comme une variable du processus pour le système de traitement anaérobie, parce que, dans certaines limites, la température peut être contrôlée en utilisant le méthane produit pour chauffer les eaux usées. Cela n'est pas le cas pour des eaux faiblement chargées, car la chaleur obtenue de la combustion du méthane produit est insuffisante pour augmenter suffisamment la température. La chaleur maximale produite par la combustion du méthane produit par la digestion de 500 mg/L de DCO (valeur typique des eaux brutes) est 1,5 kcal/L. Ainsi une augmentation de température de 1,5°C est théoriquement possible, mais la valeur maximum est seulement atteinte quand les polluants sont complètement convertis en méthane-DCO et quand le pouvoir calorifique du méthane est entièrement exploité. En conséquence, les eaux usées doivent être traitées aux températures qu'elles ont à leur arrivée à l'installation ; températures toujours inférieures aux températures optimales de digestion anaérobie.

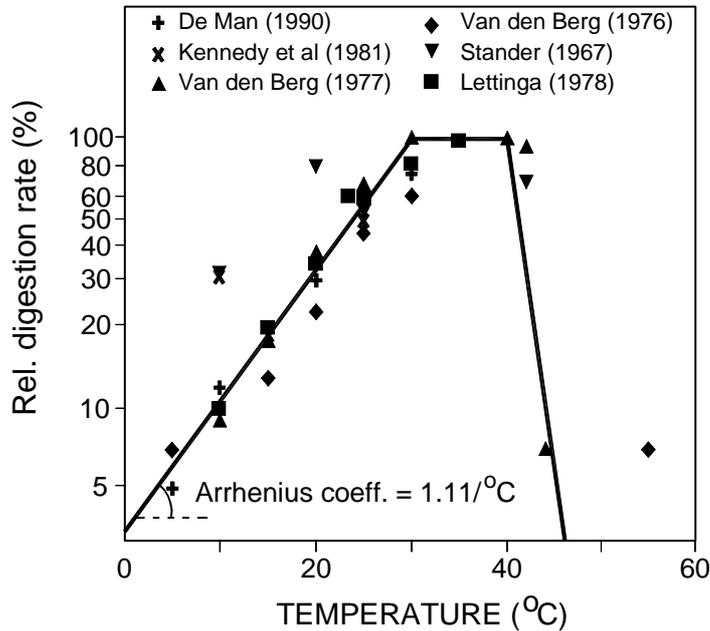
La digestion anaérobie, comme tous les processus biologiques, dépend fortement de la température. En considérant le taux de conversion du processus anaérobie, il y a un optimum pour les températures comprises entre 35 et 40°C pour les bactéries mésophiles et un second optimum à environ 55°C pour les bactéries thermophiles. Dans le cas des eaux usées, seules les conditions mésophiles sont à considérer. La Figure 4-43 montre en graphique l'influence de la température sur le taux de digestion anaérobie dans la gamme mésophile. De la Figure 4-43, les conclusions suivantes peuvent être dressées: (1) l'optimum est situé entre 30 et 40°C et (2) pour des températures en dessous de l'optimum le taux de digestion anaérobie diminue d'environ 11 % pour chaque diminution de °C, ou selon l'expression d'Arrhenius :

$$r_t = r_{30}(1.11)^{(T-30)} \quad (\text{E. 67})$$

Où:

- T = température en °C et
- r_t, r_{30} = taux de digestion à la température T et à 30°C, respectivement.

FIGURE 4-43 : INFLUENCE DE LA TEMPERATURE SUR LE TAUX DE DIGESTION ANAEROBIE EN REGIME MESOPHILE

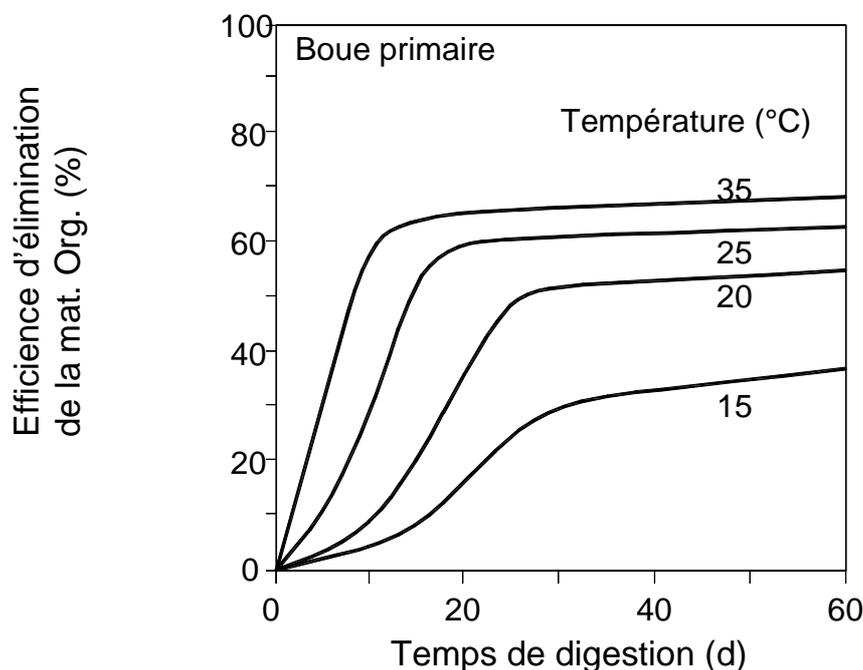


Source: Henzen and Harremoes (1983).

En utilisant l'équation (E. 66) les taux calculés à 20 et 10°C s'élèvent à environ 35 et 12 %, respectivement, par rapport au taux à 30°C.

L'effet de la température sur la digestion anaérobie ne se limite pas seulement au taux du processus. L'efficacité de la digestion anaérobie est également influencée. La figure 4-44 montre les résultats obtenus par la digestion pour des boues primaires sédimentées en fonction du temps de digestion à différentes températures (O'Rourke, 1968). Ce diagramme met clairement en évidence la dépendance entre la digestion des solides et la température. La diminution de la fraction de la matière organique dégradée peut être attribuée à un faible taux d'hydrolyse. En pratique, cela signifie que la matière organique en suspension peut être enlevée de la phase aqueuse à des faibles températures, même s'il n'y a pas de métabolisme, car elle peut être fixée dans le lit de boue et par conséquent, faire partie intégrante de la biomasse des boues dans le procédé de traitement. Etant liée à la boue, elle peut être éliminée avec les excès de boue. Les excès de boues sont traités séparément dans un autre digesteur, en principe à des températures plus élevée que pour les eaux usées d'égout. Quelque soient les taux d'application, le procédé est plus efficace sous les climats tropicaux ayant des températures des eaux d'égout supérieures à 20°C, et subtropicaux avec des températures d'eaux usées supérieures à 15°C, que les climats tempérés ou froids, où les températures des eaux usées sont de l'ordre de 10°C.

FIGURE 4-44 : EFFET DE LA TEMPERATURE SUR LA DIGESTION ANAEROBIE DE BOUES PRIMAIRES



Source: O'Rourke (1968).

pH dans le digesteur

La valeur et la stabilité du pH dans un digesteur anaérobie est extrêmement important car la méthanogenèse opère à haut taux quand le pH est maintenu en régime neutre. Aux valeurs de pH en deçà de 6,3 ou au-dessus de 7,8, le taux de méthanogenèse diminue. Les populations acidogènes sont significativement moins sensibles aux faibles ou hautes valeurs de pH, ainsi la fermentation acide prendra le dessus sur la digestion méthanogène, ce qui aboutira à l'acidification du contenu du digesteur.

La valeur du pH dans un digesteur est établie après que l'équilibre ionique des différents systèmes acides-bases présents dans le système est obtenu. Les systèmes acides-bases faibles ont une grande influence et en particulier le système carbonique est souvent déterminant, car sa concentration excède généralement et substantiellement les autres systèmes, tels que les phosphates, ammonium ou sulfures.

Composés toxiques

A côté de la concentration en ion hydrogène, différents composés affectent le taux de digestion anaérobie, même aux très basses concentrations, tels que les métaux lourds et les organochlorés. Toutefois, la présence de ces composés à des concentrations inhibantes sont improbables dans les eaux usées. Les

composés toxiques qui peuvent être potentiellement présents sont l'oxygène et le sulfure. Un peu d'oxygène peut être introduit dans le système de distribution de l'effluent (égout,...), mais il sera utilisé pour le métabolisme oxydant du processus acidogène. Ainsi, il n'y aura pas d'oxygène dissous dans le digesteur, à moins que de l'air soit entraîné avec l'effluent, mais cela n'aura pas de conséquence sur les performances du digesteur. Des sulfures peuvent être formés dans le processus suite à la réduction de sulfates. Toutefois, selon les résultats de Rinzema (1989), la concentration en sulfures rencontrée dans les systèmes de traitement des eaux usées (jusque 50 mg/L) est bien en deçà de la concentration minimale de toxicité. En conséquent, la toxicité ne sera normalement pas un problème dans les systèmes de traitement anaérobie des eaux usées.

4.5.7 Utilisation et Performance

Avantages des procédés anaérobies

Les procédés anaérobies nécessitent moins d'énergie, produisent moins de boues biologiques, nécessitent moins de nutriments et peuvent supporter des charges volumiques plus élevées:

- *Production d'énergie*; le traitement anaérobie produit de l'énergie potentielle nette $10,4 \times 10^6$ kJ/d tandis que le traitement aérobie nécessite $1,9 \times 10^6$ kJ/d (voir Tableau 4-15).
- *Rendement en biomasse plus faible*; les cinétiques des processus anaérobies produisent de plus faibles quantités de biomasses (6 à 8 fois moins), ce qui réduit le traitement aval des boues et leur décharges.
- *Moins de nutriments requis*; par rapport à la DBO biodégradable, les quantités requises d'azote et de phosphore sont dans les proportions: DBO:N:P = 100:5:1. Toutefois, dans le processus de traitement anaérobie des eaux usées, la proportion varie en fait de DBO:N:P = 350-500:5:1. Les eaux usées ont suffisamment d'azote et de phosphore and d'autres éléments traces pour assurer la nutrition des bactéries anaérobies. Avec moins de boues produites, aucun ajout ou de faibles ajouts sont nécessaires. Au contraire, un système aérobie nécessitera plus d'ajouts.
- *Plus hautes charges volumiques*; les procédés anaérobies ont généralement des charges volumiques plus élevées que les procédés aérobies (taux de charge organique de 3,2-32 kg DCO/m³.d pour les procédés anaérobies comparés à 0,5-3,2 kg DCO/m³.d pour les procédés aérobies) (Speece, 1996). Une plus importante quantité de substances organiques sont éliminées par unité de volume dans le digesteur.

Désavantage des Procédés Anaérobies

Inversement, le traitement anaérobie nécessite un plus long temps de démarrage, l'addition d'alcalins, le traitement des effluents et les micro-organismes anaérobies sont sensibles aux substances toxiques.

- *Un plus long temps de démarrage* ; la lente prolifération des bactéries en systèmes anaérobies nécessitent un plus long temps de démarrage, habituellement 8 à 12 semaines.
- *Besoin d'ajout d'alcalin*; la concentration en alcalins de 2000 à 3000 mg/L (p.ex., CaCO₃) peut être nécessaire pour maintenir un pH acceptable avec une haute concentration en gaz carbonique. Si cette alcalinité n'est pas disponible dans les eaux usées de l'effluent ou ne peut être produite par la dégradation de protéines ou acides amines, il peut y avoir un coût significatif pour l'achat et l'ajout d'alcalin.
- *Besoin de traitement en aval de l'effluent*; de plus hautes charges, de plus grands volumes de substances organiques éliminés et des concentrations d'influents plus élevées dans le traitement anaérobie conduit à de plus hautes concentrations dans l'effluent que dans les systèmes aérobie. L'effluent de traitements anaérobies doit être spécialement traité pour atteindre les normes de déversements. Une série de réacteurs combinant les procédés aérobie et anaérobies peuvent traiter les eaux usées urbaines dans les climats plus chauds, diminuant les besoins en énergie et la production de boues (Goncalves and Avaujo, 1999; Garuti et al. 1992).

TABLEAU 4-15 : COMPARAISON DU BILAN ENERGETIQUE DES PROCÉDES AÉROBES ET ANAÉROBES

Energie*	Valeur/(kJ/d)	
	Anaérobie	Aérobie
Aération ^{a,b}		-1.9.10 ⁶
Méthane produit ^{c,d}	12.5.10 ⁶	
Augmentation de la température des eaux usées à 30°C	-2.1.10 ⁶	
Energie nette, kJ/d	10.4.10 ⁶	-1.9.10 ⁶

*Energie nécessaire pour traiter 100 m³/d d'eaux usées chargée à 10 kg/m³ et température = 20°C

a Oxygène requis = 0.8 kg/kg DCO éliminé

b Efficacité de l'aération = 1,52 kg O₂/kWh et 3600 kJ = 1 kWh

c Production de Méthane = 0.35 m³/kg DCO éliminé

d Pouvoir calorifique du méthane= 35846 kJ/m³ (à 0°C et 1 atm)

4.5.8 Procédés de traitement anaérobies des eaux usées

Systèmes de traitement anaérobies classiques

Premiers développements

La première application de la digestion anaérobie pour le traitement des eaux usées est vraisemblablement la chambre étanche à l'air développée à la fin du 19^{ème} siècle en France par M. Mouras. Au début du 20^{ème} siècle, plusieurs nouveaux systèmes de traitement anaérobie furent développés, entre autres la fosse septique par Cameron en Angleterre et la fosse Imhoff par Imhoff en Allemagne. Dans les deux systèmes, les eaux usées coulent à travers le système dans la partie supérieure, tandis que les boues se déposent sur le fond de la fosse. Les solides sédimentables présents dans les eaux usées vont se sédimenter et seront dégradés par la boue anaérobie. Dans la fosse septique, l'efficacité de la rétention des solides sédimentables peut être entravée par la formation de matières flottantes remontant du fond ou par l'agitation des solides en décomposition par des bulles de biogaz. Ce ne sera pas le cas dans la fosse Imhoff où les solides décantés coulent dans une chambre de sédimentation séparée et le gaz formé ne peut entrer dans la zone de sédimentation. Dans d'autres développements de la fosse Imhoff, les solides accumulés sont convoyés dans un digesteur chauffé, augmentant de ce fait le taux de digestion anaérobie. Le temps de rétention du liquide dans les fosses septique et Imhoff pour le traitement des eaux usées est de un à deux jour(s), ce qui est suffisant pour éliminer les solides sédimentables. En conséquence, ces systèmes sont en fait des systèmes de traitement primaire avec traitement biologique des solides (sédiments).

Dans les premiers systèmes anaérobies, l'élimination était basée sur la décantation des matières organiques en suspension. Comme seulement une fraction de la matière organique de l'effluent est sédimentable (un tiers et une moitié), le taux maximum d'élimination dans ces systèmes n'excédait pas 30 à 50% de la matière biodégradable, et ce en fonction de la nature des eaux usées et de l'efficacité de décantation.

La faible efficacité des systèmes de traitement primaire doit être attribuée à une mauvaise conception fondamentale. Comme il y a peu, ou pas, de contact entre les micro-organismes anaérobies du système et la part non sédimentable des matières organiques de l'effluent, la majeure partie de la matière hydrolysée ou dissoute ne peut être métabolisée et sorte (telle quelle) le système de traitement. L'importance d'un contact suffisant entre les matières organiques de l'influent et la population bactérienne n'était pas connue à l'époque. La relative faible performance de ces systèmes anaérobies ont conduit à croire qu'ils étaient de façon inhérente au système inférieurs aux systèmes aérobies, une opinion qui persiste encore aujourd'hui. Toutefois, entre temps, il a été démontré qu'avec un dimensionnement et conception appropriés, les systèmes modernes de traitement anaérobie peuvent atteindre des efficacités élevées d'élimination de matières organiques biodégradables, même avec des temps de rétention très courts.

Bassins anaérobies

Les bassins anaérobies ne diffèrent fondamentalement pas des premiers systèmes de traitement anaérobie décrits ci-dessus. Ils sont aussi des systèmes à flux transversal avec boues accumulées dans le fond. Habituellement, les bassins anaérobies sont beaucoup plus grands que les fosses et ne sont normalement pas couverts. Le mélange de la phase liquide (profondeur: 2 - 5 m) et l'agitation sont induites par les bulles montantes de biogaz, mais aussi par le vent et de l'ensoleillement (agitation mécanique et thermique, respectivement). Les lagunes anaérobies sont largement utilisées pour le traitement des eaux usées, particulièrement pour l'étape de prétraitement avant une série de bassins de stabilisation. Le temps de rétention des eaux usées dans les bassins anaérobies (typiquement 2 à 5 jours) est souvent plus élevé que dans un système de traitement primaire classique et, en conséquence, l'efficacité de l'élimination des matières organiques tend à être plus élevée. Mara (1976) donne une efficacité d'élimination de la DBO de 50 à 70 % pour les eaux usées brutes dans des bassins anaérobies opérant à des temps de rétention de 1 à 5 jours. La Figure 63 montre les résultats de différents chercheurs sur l'efficacité de l'élimination de la DBO en fonction du temps de rétention du liquide (temps de rétention hydraulique). Le Tableau 22 résume les conditions opérationnelles utilisées par différents chercheurs. Quoiqu'il y ait une dispersion des données expérimentales, il est clair que l'efficacité tend à s'améliorer lorsque le temps de rétention augmente. Les données expérimentales permettent la dérivation de la relation empirique entre l'efficacité d'élimination et le temps de rétention. La relation linéaire du graphique bi logarithmique de la Figure 63 devient:

$$E = 1 - \frac{2.4}{HRT^{0.50}} \quad (\text{E. 68})$$

Où:

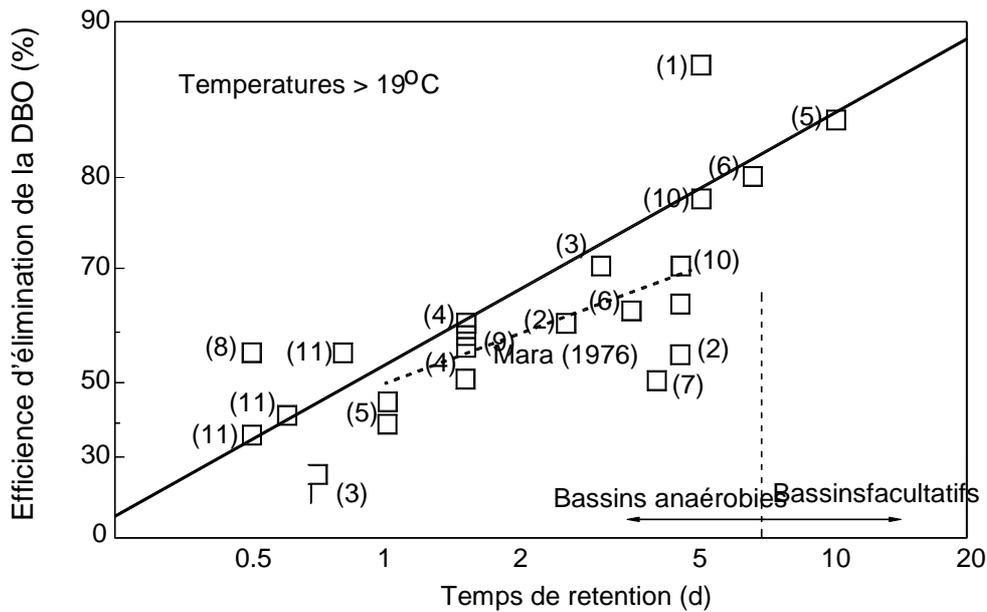
- E = efficacité de l'élimination des matières organiques.

Pour atteindre une élimination efficace en DBO (c'est-à-dire plus de 80 pourcents), un long temps de rétention d'environ 6 jours est nécessaire. En dessous d'une charge d'environ 1000 kg DBO/ha.j ou 0,1 kg DBO/m².j, un bassin tend à être facultatif (c'est-à-dire avec une couche aérobie en surface) plutôt qu'anaérobie. Pour des valeurs typiques de profondeurs de bassins (2-3 m) et la DBO de l'effluent (250 mg/L ou 0,25 kg/m³), une charge de 0,1 kg-DBO/m².j est atteinte pour un temps de rétention de $0.25 \times (2 - 3)/0.1 = 5 - 7$ jours. Ainsi, un temps de rétention de moins de six jours est nécessaire pour assurer des conditions anaérobies dans le bassin.

TABLEAU 4-16 : CONDITIONS EXPERIMENTALES EMPLOYEES AVEC DES EAUX USEES EN BASSINS ANAEROBIES

Référence	Temps de rétention hydraulique HRT (jour)	Charge organique (kg/m ³ d)	Température (°C)
1 Gloyna (1971)	4,5 – 5,5	0,03 – 0,05	23
2 Gloyna and Aguirra (1972)	4,5 – 5,5	0,06 – 0,12	32
3 Marais and Shaw (1961)	0,75	0,23	19
	3,0	0,06	19
4 Lakshminarayana (1972)	1,0 – 2,0	0,053	25
	1,0 – 2,0	0,053	30
5 Parker (1959)	1,0	0,25	19
6 Parker (1970)	5,0	0,23	19
7 Lakshminarayana (1972)	10,0	0,023	19
8 Meiring et al. (1968)	0,5	0,40	
9 McGarry and Pescod (1970)	1,0 – 2,0	0,68	30
	1,0 – 2,0	0,26	30
10 Sastry and Mohanras (1976)	2,0 – 7,0	0,80 – 0,33	
11 Collazos (1990)	0,4 – 0,9	0,46 – 0,25	26

FIGURE 4-45 : ABATTEMENT DE LA DBO EN FONCTION DU TEMPS DE RETENTION DANS DES BASSINS ANAEROBIES



Procédés à fortes charges

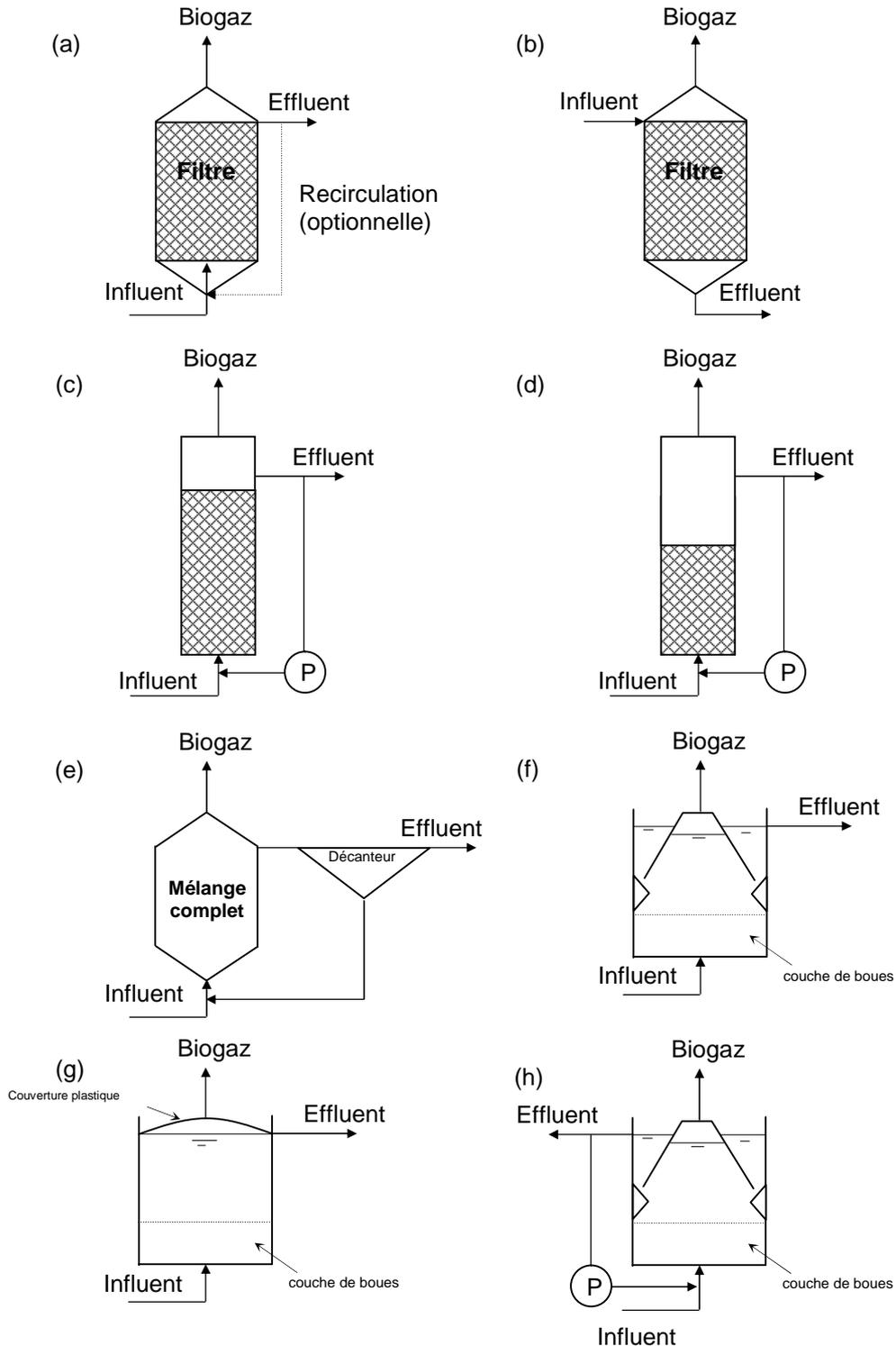
Figure 4-46 montre les configurations schématiques des digesteurs de différents systèmes modernes de traitement anaérobie. Fondamentalement, deux mécanismes de rétention des boues sont utilisés:

- (1) *Immobilisation des boues, p.ex.* par attachement sur une matière porteuse solide. Dans cette catégorie, on distingue **les filtres anaérobies** à courant ascendant ou descendant (Figures 4-46a and 4-46b) et les **réacteurs à lit de boues**, tels que ceux utilisant un lit granulaire en mode fluidisé (Figure 4-46c) ou expansé (Figure 4-46d).
- (2) Séparation Liquide-solide avec retour du solide séparé vers le réacteur. Dans cette catégories, on distingue le **procédé contact**, l'équivalent anaérobie du procédé de boues activées (Figure 4-46e) utilisant un décanteur externe et le conventionnel réacteur **UASB**, qui utilise un décanteur interne, c'est-à-dire quand il n'y a pas d'appareil spécial de séparation (Figure 4-46g).

Les différents types de systèmes de traitement anaérobies ont été appliqués à une grande variété de déchets industriels, mais jusqu'ici le concept anaérobie de traitement est rarement employé pour des eaux usées, aussi l'information expérimentale est rare. En fait, les résultats du traitement anaérobie des eaux usées dans les systèmes modernes sont limités à l'utilisation de filtres anaérobies, les réacteurs à lit fluidisé ou expansé et l'UASB avec ou séparateur solide-liquide. Pour cette raison, seuls ces procédés seront ici présentés.

FIGURE 4-46 : CONFIGURATIONS SCHEMATIQUES DE SYSTEMES DE TRAITEMENT DES EAUX USEES A FORTES CHARGES

(a) Filtre anaérobie à flux ascendant; (b) Filtre anaérobie à flux descendant; (c) lit fluidisé; (d) lit expansé; (e) procédé contact; (f) Réacteur à couverture de boues anaérobies ascendante 'Upflow anaerobic sludge blanket' (UASB); (g) Réacteur anaérobie à lit fluide et (h) réacteur à couverture de boues granulaires expansée (EGSB).



Filtre anaérobie

Le filtre anaérobie (AF) est principalement utilisé pour les eaux usées industrielles, toutefois pas à grande échelle. Des charges organiques jusque 10 – 20 kg DCO/m³d peuvent être appliquées quand la concentration et la nature de la matière organique est favorable. Un désavantage important du système AF est le prix élevé de la plupart des matériaux porteurs (supports bactériens), qui peuvent coûter autant que la construction du réacteur vide. Des systèmes de grandes tailles sont utilisés pour traiter différents types d'eaux industrielles, mais pour les eaux usées habituelles, le système est rarement utilisé à grande échelle.

Les performances de quelques AF pilotes ou d'essais (filtres à flux ascendants avec remplissage en vrac et filtres avec un milieu modulaire) sont reprises à la Figure 65a, qui montrent l'efficacité d'élimination de la DCO en fonction du temps de rétention hydraulique (diagramme log-log). Il existe une tendance vers la relation suivante:

$$\log\left(\frac{S_e}{S_i}\right) = -c_1 \log HRT + c_2$$

Où

$$E = 1 - \frac{S_e}{S_i} = 1 - c_2 (HRT)^{-c_1} \quad (\text{E. 69})$$

- S = concentration en substrats (DCO)
- E = efficacité d'élimination des substrats
- c_1, c_2 = Constantes empiriques
- HRT = Temps de rétention hydraulique

Dans la montre des résultats expérimentaux pour les réacteurs à lit expansé ou fluidisé en termes d'efficacité d'élimination de la matière organique et ce, en fonction du temps de rétention. La relation peut être exprimée par l'équation suivante:

$$E = 1 - 0.56 (HRT)^{-0.6} \quad (\text{E. 71})$$

Figure 4-47a, $c_1 = 0.5$ et $c_2 = 0.87$ (HRT en heures), ainsi l'équation E.69 devient:

$$E = 1 - 0.87 (HRT)^{-0.5} \quad (\text{E. 70})$$

Systèmes à lits fluidisé et expansé

Dans le système lit fluidisé (FB) (Figure 4-46c), le porteur (support bactérien) consiste en un milieu granulaire maintenu fluidisé suite à la résistance à la friction du flux des substrats. Le milieu utilisé en FB doit être de faible densité, tels que l'antracite et le plastic, pour réduire la vitesse requise du liquide ascendant et en conséquence les coûts de pompage. La fluidisation nécessite que le diamètre du matériel porteur de remplissage soit inférieur à 3 mm pour une vitesse ascensionnelle de 20 m/h. L'effluent est recirculé pour fournir une vitesse ascensionnelle suffisante. La profondeur du réacteur atteint 4 à 6 m. La grande surface dans le lit fluidisé assure de grands volumes de biomasse active. Les procédés FB sont applicables pour des eaux usées organiques de diverses concentrations. A 35°C, les charges atteignent 10-40 kg DCO/m³/d et une élimination supérieure à 90 % en termes de DCO. Le réacteur FB peut fournir des hautes concentrations en biomasse et des charges organiques relativement hautes et de bonnes caractéristiques de transfert de masse. Il supporte des chocs de charges dus à l'agitation et la dilution lors de la recirculation; ils n'ont pas besoin de beaucoup d'espace. Le procédé est le mieux adapté pour les eaux usées solubles à cause de son incapacité à capturer les solides. L'entrée et la sortie doivent être placées pour assurer une bonne distribution des flux. Comme désavantages, on cite: les puissances de pompage nécessaires pour activer le lit fluidise ; le coût important du matériel de remplissage ; le besoin d'un contrôle assidu du niveau et des pertes du matériel de remplissage ; et le long temps de démarrage.

Le réacteur à lit expansé et film fixé (Figure 4-46d) diffère du concept du lit fluidisé par des vitesses ascensionnelles beaucoup moins élevées. Pour maintenir l'expansion du matériel de remplissage, une partie de l'effluent est recirculé par pompes pour augmenter la vitesse ascensionnelle. Le taux d'expansion devrait être de 10%-20%, la hauteur après expansion atteint 50% de la hauteur effective du réacteur et la vitesse ascensionnelle est environ de 2 m/h. De telles conditions permettent la collision entre les particules granulaires ce qui fera tomber plus rapidement la membrane biologique. Un bon matériel de remplissage est le sable quartz de diamètres compris entre 0.2 et 0.5 mm. Le charbon actif granulaire, la céramique et de la zéolite sont aussi appropriés.

La montre des résultats expérimentaux pour les réacteurs à lit expansé ou fluidisé en termes d'efficiences d'élimination de la matière organique et ce, en fonction du temps de rétention. La relation peut être exprimée par l'équation suivante:

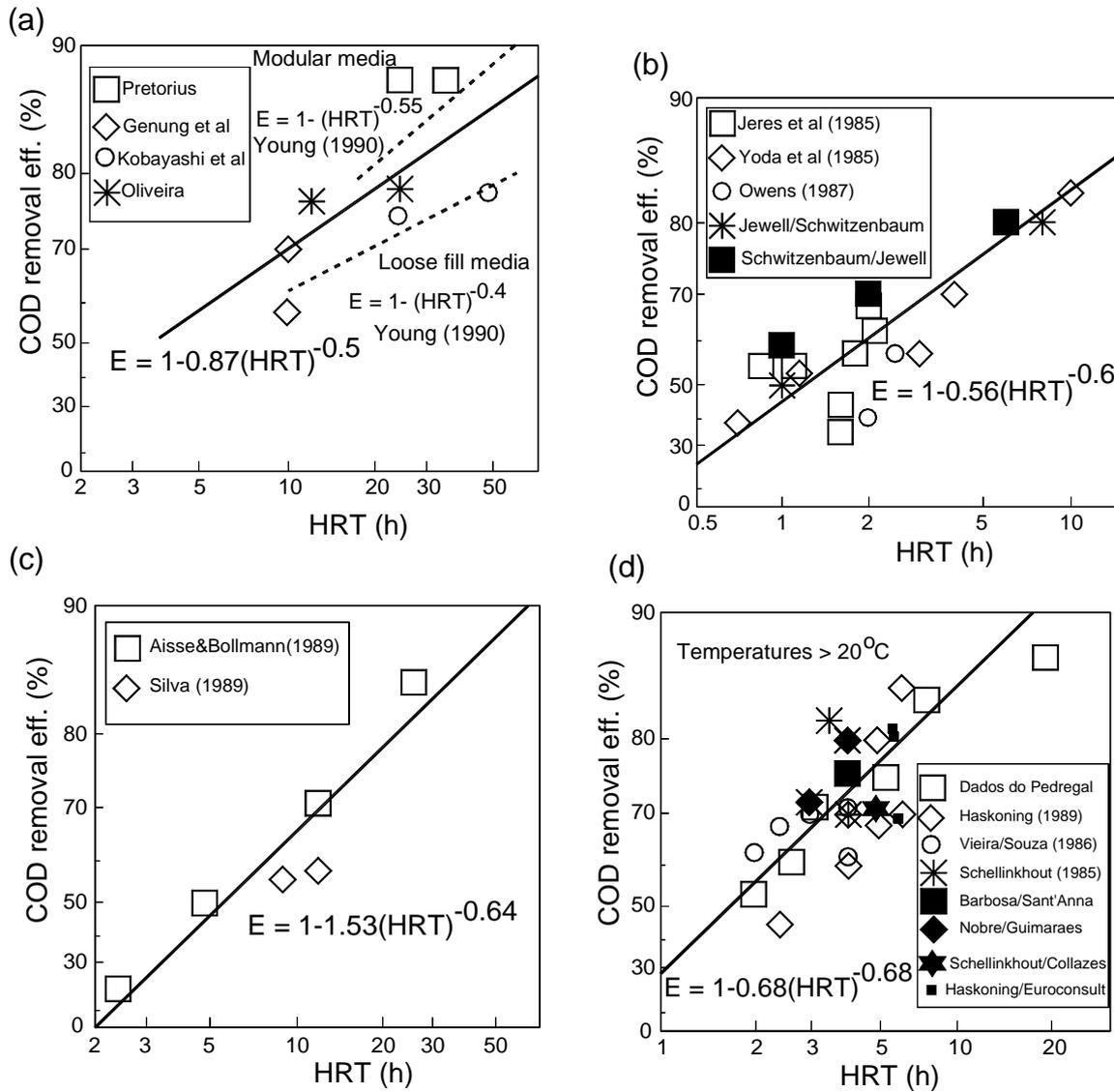
$$E = 1 - 0.56 (HRT)^{-0.6} \quad (\text{E. 71})$$

Figure 4-47b montre des résultats expérimentaux pour les réacteurs à lit expansé ou fluidisé en termes d'efficacité d'élimination de la matière organique et ce, en fonction du temps de rétention. La relation peut être exprimée par l'équation suivante:

$$E = 1 - 0.56 (HRT)^{-0.6} \quad (\text{E. 71})$$

FIGURE 4-47 : EFFICACITE DE L'ABBATEMENT DE LA DCO (COD REMOVAL EFF.) EN FONCTION DU TEMPS DE RETENTION (HRT)

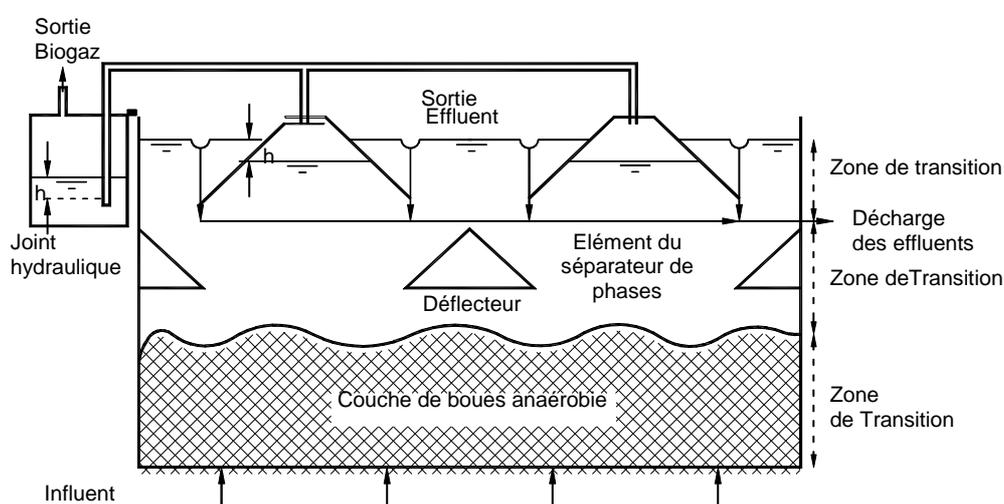
(a) Filtre Anaérobie. (b) Lits fluidisés ou expansés (c) Lit anaérobie fluide. (d) UASB



Réacteur à couverture de boues anaérobies ascendante

Le Réacteur à couche de boues anaérobies ascendante (UASB) (voir Figure 4-46f) a été mis au point dans les années 1970 par Lettinga et son groupe à l'Université de Wageningen, Pays-Bas. Le réacteur UASB est le système anaérobie à haute charge le plus largement répandu. La Figure 4-48 représente schématiquement le réacteur UASB avec ses composantes caractéristiques. Le composant le plus caractéristique de l'UASB est le séparateur de phases. Cet 'appareil' placé au sommet du réacteur le divise en une partie inférieure, la zone de digestion et la partie supérieure, la zone de décantation. L'eau usée est introduite le plus uniformément possible sur le fond du réacteur, passé ensuite à travers le lit de boues et entre dans la zone de décantation via les ouvertures entre les séparateurs de phases.

FIGURE 4-48 : VUE SCHEMATIQUE DU REACTEUR UASB



Grâce aux parois inclinées du séparateur de phases, la surface pour le flux de liquides dans la zone de décantation augmente lorsque le liquide approche la surface supérieure, ainsi la vitesse ascensionnelle du liquide diminue lorsque le liquide parvient aux points de décharge. Grâce à la réduction de la vitesse, les floccs de boues formés dans la zone de décantation peuvent flocculer et/ou décanter. A un certain stade, le poids de boues accumulées et agrégées sur le séparateur de phases excédera la force de friction qui les maintient sur la surface inclinée et elles glisseront dans la zone de digestion pour faire partie à nouveau de la masse de boues qui digèrent la matière organique entrante. Ainsi, la présence de décanteur au-dessus de la zone de digestion permet au système de maintenir une importante masse de boues dans le réacteur UASB, tandis que l'effluent fortement déchargé de solides en suspension est rejeté.

Les bulles de biogaz atteignent l'interface liquide-gaz sous les éléments du séparateur de phases. L'interface peut être au même niveau que l'interface eau-air dans le décanteur ou un peu plus bas si le joint hydraulique met le biogaz sous pression (voir Figure 4-48). Les floccs de boues adhérant aux bulles de gaz

peuvent atteindre l'interface dans le collecteur de gaz, mais décanteront lorsque les bulles s'échapperont dans la phase gazeuse. Des baffles, places entre les ouvertures des unités de collecte de gaz, opèrent comme défecteurs de gaz et empêchent les bulles de gaz d'entrer dans la zone de décantation, où elles pourraient créer des turbulences et empêcher en conséquence la décantation des particules de boues.

Une importante et intéressante caractéristique de l'UASB est que des particules de boues granulaires (1-5 mm diamètre), appelés 'flocs' peuvent se développer dans le système. Ces flocs ont une densité élevée et une force mécanique excellente. Ces flocs combinent une grande vitesse de décantation et une haute activité spécifique méthanogène. Les flocs de boues se développent avec la plupart des eaux usées. La formation de flocs est liée aux conditions opérationnelles de l'UASB et aux caractéristiques des eaux à traiter. Ainsi, la floculation n'a pas été observée dans tous les systèmes existants dans les UASB traitant des eaux usées brutes. Dans tous les cas, une boue floculante se développe. Néanmoins, des efficacités excellentes d'élimination de la DBO et de la matière sèche soluble sont observées, démontrant que la floculation des boues n'est certainement pas un pré-requis pour un bon traitement des eaux usées dans les réacteurs UASB. Toutefois, il est évident que la boue granulaire peut amener quelques bénéfices spécifiques.

Pour réduire les coûts de construction, les réacteurs à lit fluide anaérobie (Figure 64g), tel que des systèmes UASB simplifiés, ont été aussi utilisés. Toutefois, ces systèmes ne sont pas équipés de séparateurs de phases, mais d'un très petit décanteur interne. Le séparateur de phases est un outil essentiel du réacteur UASB, dès lors, le réacteur à lit fluide sera considéré différemment; il pourra être considéré comme un bassin anaérobie à lit ascendant.

Les Figures 4-47c et 4-47d montre les résultats expérimentaux obtenus avec des installations de grandes tailles de types Réacteur à lit fluides et UASB. L'équation empirique suivante peut en être tirée :

Pour les réacteurs à lit fluide:

$$E = 1 - 1.53 (HRT)^{-0.64} \quad \text{(E. 72)}$$

Pour l'UASB:

$$E = 1 - 0.68 (HRT)^{-0.68} \quad \text{(E. 73)}$$

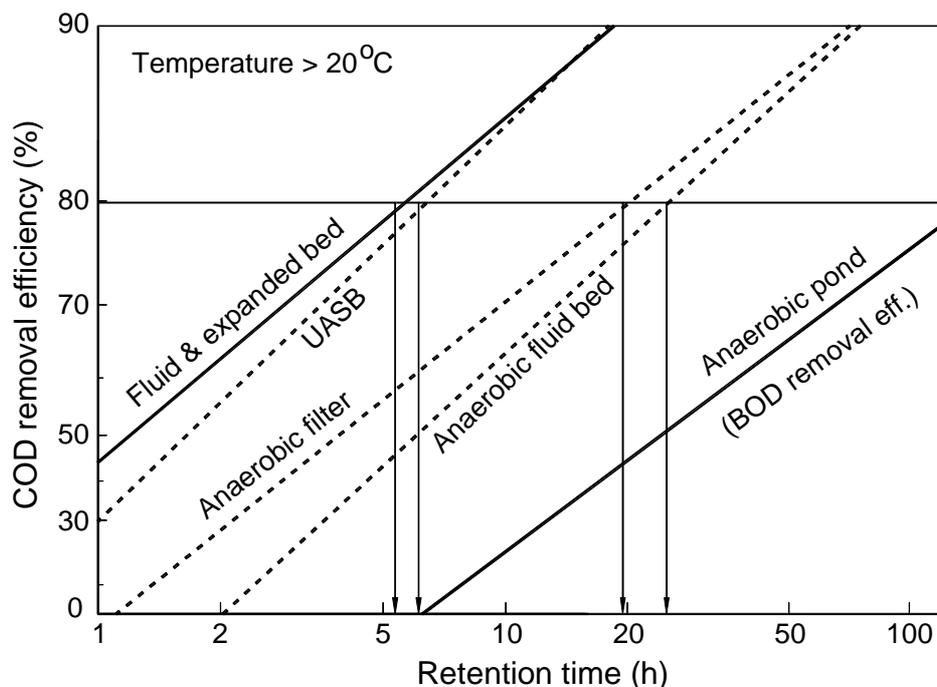
Le réacteur à lit de boues granulaire expansé (EGSB)

Le réacteur à lit de boues granulaire expansé (voir Figure 4-46h), introduit par Van der Last (1991) est caractérisé par le fait que le lit de boues granulaires est utilisé en mode expansé grâce à une vitesse ascensionnelle plus élevée, c'est-à-dire 6 – 12 m/h (moins de 1 -2 m/h dans l'UASB). Le réacteur EGSB est assez efficace pour éliminer les matières organiques solubles même aux basses

températures, ce qui peut être dû à un contact intensif entre la matière organique entrante et les floccs de boues. Le système EGSB est particulièrement utile aux basses températures et avec des eaux relativement peu chargées, lorsque le taux de production de biogaz de biogaz et l'intensité de mélange qu'il induit sont relativement bas. Sous ces conditions, la plus forte énergie cinétique de l'effluent et la hauteur plus élevée du lit granulaire expansé contribuent à une meilleure performance compare à l'UASB normal.

Un réacteur EGSB est inadéquat pour éliminer la matière organique particulaire à cause de la vitesse ascensionnelle élevée. Les solides en suspension dans l'effluent d'entrée sont soufflés à travers le lit granulaire et quittent le réacteur avec l'effluent de sortie. D'un autre côté, la matière colloïdale est partiellement éliminée grâce à l'adsorption sur les floccs de boues.

FIGURE 4-49 : EFFICACITE DE L'ABATTEMENT DE LA MATIERE ORGANIQUE EN FONCTION DU TEMPS DE RETENTION



Fluid&expanded bed : lits expansés et fluides
Anaerobic filter: filtre anaérobie
Anaerobic fluid bed: lit fluide anaérobie
Anaerobic pond: bassin anaérobie (BOD removal eff.: efficacité épuratoire de la DBO)

Comparaison des performances des procédés de traitement anaérobie des eaux usées.

La Figure 4-49 combine les données des Figure 4-45 (bassin anaérobie), 4-47a (filtre anaérobie), 4-47b (lit fluidisé et expansé), 4-47c (lit fluide anaérobie) et 4-47d (UASB). Pour tous les systèmes de traitement anaérobie, les données montrent une relation linéaire entre les logarithmes de l'efficacité d'élimination et le temps de rétention:

$$E = 1 - c_1(HRT)^{-c_2} \quad (\text{E. 74})$$

Où les constants c_1 et c_2 sont caractéristiques des différents procédés de traitement anaérobie. Les valeurs de ces constantes sont détaillées dans le Tableau 4-17. Il est évident que l'efficacité réelle dans chaque système particulier peut dévier significativement des valeurs calculées. Malgré cela, les données montrent que

- Pour des températures de plus de 20°C, l'efficacité d'abattement de la DCO dépassant 80% est possible pour les systèmes considérés, mais le temps de rétention diffère significativement d'un système à l'autre;
- Dans la gamme habituelle d'utilisation, les réacteurs UASB et lits fluidisés ou expansés tendent à être similaires aux mêmes temps de rétention;
- La performance des systèmes UASB bien dimensionnés est supérieure à celle des réacteurs à lit fluide non équipés de séparateurs de phases et à celle du filtre anaérobie et ce, aux même temps de rétention.

Pour comparer les temps de rétention des différents systèmes de traitement, et en conséquence leurs volumes, l'équation E. 73 peut être réécrite sous une forme plus appropriée :

$$HRT = \left[\frac{(1-E)}{c_1} \right]^{c_2} \quad (\text{E. 75})$$

Pour illustrer cela, les valeurs des temps requis de rétention pour réaliser une efficacité d'élimination des matières organiques de 80% sont calculées dans le Tableau 4-17 et la Figure 4-49.

TABLEAU 4-17 : VALEURS EMPIRIQUES DES CONSTANTES CARACTERISTIQUES ET DES TEMPS DE RETENTION POUR UN ABTTEMENT DE 80% POUR LES DIFFERENTS SYSTEMES ANAEROBIES (TEMPERATURE >20°C).

System	c_1	c_2	HRT for E= 0,8 (h)
UASB	0.68	0.68	5.5
Lits fluidisés et expansés	0.56	0.60	5.5
Filtre anaérobie	0.87	0.50	20
Lit fluide expansé	1.53	0.64	24
Bassin anaérobie *	2.4	0.5	144 (= 6 d)

* Efficience d'élimination de la DBO.

En pratique, le système de traitement n'est pas seulement dépendant du volume requis du réacteur. D'autres avantages et désavantages des options de traitement doivent aussi être considérés. La fosse septique et Imhof ne sont pas attrayantes à cause de leur faible efficience d'élimination et le temps requis de rétention est relativement long. Les bassins anaérobies permettent une meilleure efficience d'élimination des matières organiques et offrent aussi l'avantage d'une construction relativement simple. Toutefois, la surface nécessaire pour les bassins est importante et en conséquent cela n'est pas pratique et est onéreux pour des zones densément peuplées. Le filtre anaérobie a comme désavantage d'être cher à la construction et à l'entretien lorsque des difficultés surviennent (colmatages éventuels). Du Tableau 4-17, on conclut que pour la même efficience, les réacteurs à lit fluide nécessitent des temps de rétention excédant 4 à 5 fois ceux de l'UASB. Ainsi, il est fortement recommandé d'équiper les systèmes de lit de boues avec des séparateurs de phases. Les coûts du séparateur seront amplement compensés par la réduction du volume du réacteur. Lorsqu'on compare l'UASB avec les lits fluidisé et expansé, il est clair que ces deux derniers types de réacteurs ont un désavantage important à cause des besoins de pompage additionnels. L'UASB fonctionne sans pompage si l'écoulement gravitaire est possible (pente suffisante). De plus, le lit fluidisé ne semble pas adéquat pour le traitement des eaux usées à cause des difficultés de retenir les solides en suspension de l'effluent et de maintenir une masse importante de boues dans le réacteur. En conséquence, le concept UASB paraît comme l'option extensive la plus attrayante pour les eaux usées.

4.5.9 Dimensionnement d'un réacteur UASB

Configuration et taille du réacteur

La Figure 4-50a montre une forme inhabituelle d'UASB, dans laquelle la superficie de la surface supérieure (décanteur) excède celle de la section basse (digesteur). Un décanteur d'une plus grande superficie peut être avantageux pour la rétention des boues, ce qui est important pour les eaux usées diluées. Toutefois, pour des eaux usées concentrées la charge organique plutôt que la charge hydraulique est le facteur déterminant et il n'y a pas nécessité de prévoir

une superficie plus importante pour le décanteur ; en fait, le contraire est meilleur, comme indiqué à la Figure 4-50b. En pratique, tous les UASB de grandes tailles en construction ou en fonctionnement ont des superficies équivalentes pour les sections digestion et décantation, comme montré à la Figure 4-50c. L'expérience a montré que les avantages des constructions de parois verticales dépassent les éventuels avantages de l'inclinaison des parois de la partie décanteur. Pour cette raison, seuls des UASB à parois verticales seront considérés.

Pour des eaux usées relativement peu chargées telles que les eaux usées domestiques, la charge hydraulique plutôt que la charge organique est le paramètre le plus important déterminant la forme et la taille du réacteur UASB. Ainsi, il est courant de dimensionner l'UASB sur base de la charge hydraulique et alors analyser les performances du système selon la charge organique imposée.

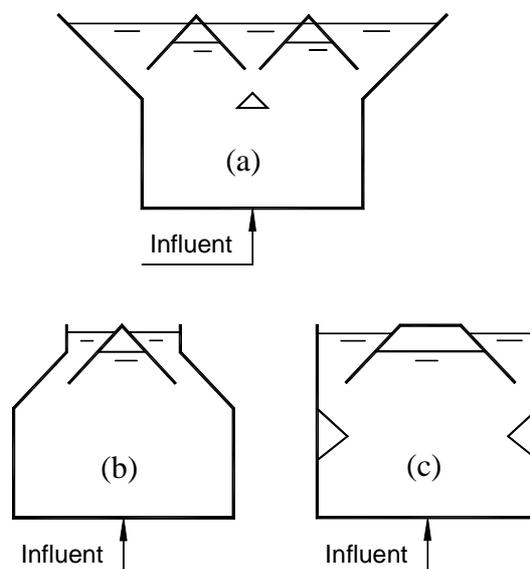
Un paramètre important de dimensionnement pour l'UASB le temps de rétention hydraulique. Ce paramètre ne peut pas être établi avec exactitude sur base de questions théoriques, mais sur base des résultats expérimentaux disponibles. Un temps moyen de rétention de six heures est suffisant dans les régions tropicales et subtropicales ($T > 18^{\circ}\text{C}$) pour obtenir une efficacité de traitement satisfaisante. Dans un compartiment du réacteur UASB, les résultats expérimentaux obtenus sous des conditions climatiques modérées indiquent que le temps de rétention hydraulique pour les UASB conventionnels atteignent 12-14 heures pour une température de $10\text{-}12^{\circ}\text{C}$ (De Man, 1990; Van der Last, 1991). Sur base du temps de rétention hydraulique requis, le volume du réacteur peut être facilement obtenu par l'équation suivante :

$$V_r = Q_i \cdot HRT \quad (\text{E. 76})$$

Où:

- V_r = Volume du réacteur
- Q_i = débit moyen des eaux usées
- HRT = Temps de rétention hydraulique.

FIGURE 4-50 : CONFIGURATIONS DE BASE POUR LES REACTEURS UASB.



Pour des volumes de réacteurs dépassant environ 1000 m³, il est avantageux de construire les systèmes en plusieurs unités. Cela ne va pas seulement réduire les coûts de construction, mais augmentera aussi la flexibilité d'opération. Une telle configuration permet d'arrêter une des unités pour maintenance ou réparation, tout en maintenant les autres réacteurs en fonctionnement.

Le paramètre suivant important pour le dimensionnement est la hauteur du réacteur. Le choix des hauteurs appropriées dépend de la performance requise et des considérations économiques. Le coût des terrassements augmente avec la hauteur du réacteur, mais réduit le besoin en superficie en sol. L'optimum économique pour la hauteur (profondeur) du réacteur UASB est 4-6 m et dans la plupart des cas, cela est aussi l'optimum pour les performances du système.

Un autre aspect important de conception est la position des réacteurs par rapport au niveau du sol. Chaque fois qu'il est possible l'UASB sera construit à un niveau tel qu'il peut être alimenté sans pompage des effluents d'entrée et de sortie. Si la topographie du site le permet, les coûts de construction peuvent être réduits en construisant le réacteur partiellement hors sol. Dans tous les cas, on prendra en compte d'éviter le flottement (la remontée) du réacteur vide à cause des forces d'Archimède de la nappe phréatique.

La hauteur du réacteur a des implications importantes pour l'efficacité de l'élimination de la matière organique. La vitesse ascensionnelle du liquide est directement liée à la hauteur du réacteur. Comme la vitesse ascensionnelle ne devrait pas dépasser une certaine valeur pour retenir suffisamment les boues, la hauteur du réacteur est aussi limitée. D'un autre côté, une vitesse importante du liquide augmente la turbulence dans le système au niveau de la zone d'entrée et

augmente le contact entre les boues biologiques et les eaux usées entrantes. La relation entre la vitesse ascensionnelle et la hauteur de l'UASB est donnée par:

$$V_l = \frac{Q_i}{A} = \frac{V_r}{A.HRT} = \frac{H}{HRT} \quad (\text{E. 77})$$

Où:

- V_l = Vitesse ascensionnelle du liquide
- A = superficie de la surface de l'UASB
- H = hauteur des parois de l'UASB

Pour le traitement des eaux usées dans un UASB conventionnel, la valeur moyenne quotidienne de v_l ne devrait pas excéder 1 m/h. Ainsi, pour un temps de rétention hydraulique de six heures, la hauteur du réacteur ne devrait pas dépasser 6 m. Même lorsque le temps de rétention hydraulique dépasse six heures, la hauteur du réacteur est généralement de 4 à 6 m et la vitesse ascensionnelle est proportionnellement moindre.

Une autre considération concernant l'influence de la profondeur sur l'efficacité de la digestion anaérobie est liée à la solubilité du gaz carbonique en fonction de la profondeur sous la surface de l'eau. La loi d'Henry indique que la concentration de saturation augmente avec la pression partielle du gaz carbonique dans le biogaz. Naturellement, cette pression partielle augmentera lorsque la pression totale augmente à plus grande profondeur. Ainsi, plus le réacteur est profond, plus la concentration en gaz carbonique augmente et plus le pH diminue. En conséquence, il est concevable qu'une profondeur importante peut compromettre une digestion anaérobie efficace: le pH peut descendre en deçà de l'optimum à cause d'une concentration élevée en gaz carbonique. Toutefois, cette considération n'est pas importante pour le traitement des eaux usées car la production de gaz carbonique est basse, due à la concentration faible en DCO et plus le gaz carbonique produit restera en solution, même si la pression du biogaz est atmosphérique (sa valeur possible la plus basse). Ainsi, dans le cas des eaux usées, l'augmentation de la pression en gaz n'a pas d'effet important sur la concentration en gaz carbonique et sur le pH de la phase liquide.

Deux formes géométriques de base sont possibles pour les réacteurs UASB: rectangulaire et circulaire (voir Figure 4-51). Une forme circulaire offre l'avantage d'une meilleure stabilité structurelle, mais la construction de séparateurs de phases ronds est plus difficile qu'avec les formes rectangulaire ou carrée. Pour cette raison, les petits réacteurs seront généralement construits en forme cylindrique et les grandes unités en formes rectangulaire ou carrée. Les deux formes sont employées dans la pratique. Des formes hybrides sont possibles, c'est-à-dire avec un réacteur circulaire et un séparateur rectangulaire. Quand plus d'un réacteur est construit, la forme rectangulaire est avantageuse car les parois peuvent être mitoyennes aux différentes unités.

Ayant établis le volume et la hauteur du réacteur, la longueur et la largeur doivent être spécifiées pour la forme rectangulaire. Les coûts de construction les plus bas peuvent être obtenus pour un réacteur carré car le périmètre d'un carré

est inférieur à celui d'un rectangle et ce, pour la même superficie. En conséquence, la superficie de la surface des parois d'un réacteur rectangulaire est plus grande que celle d'un réacteur carré et plus de matériaux de construction seront nécessaires. La Figure 4-52 montre l'augmentation relative de la superficie des parois verticales en fonction du rapport longueur/largeur. L'augmentation relative de la superficie devient significative pour des rapports longueur : largeur supérieur à 4:1.

La Figure 4-52 montre également que la forme ronde a un périmètre approximativement inférieur à celui d'une forme carrée. Cet avantage de la forme ronde deviendra important si seulement un réacteur est construit. Quand deux ou plusieurs réacteurs sont construits (ce qui sera souvent le cas en pratique), les réacteurs rectangulaires peuvent être construits avec des parois mitoyennes.

FIGURE 4-51 : FORMES GEOMETRIQUES DES REACTEURS UASB

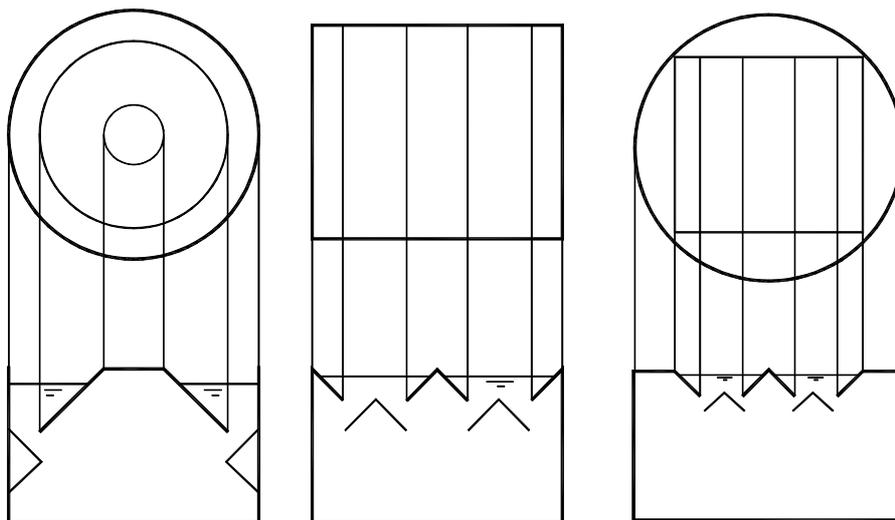
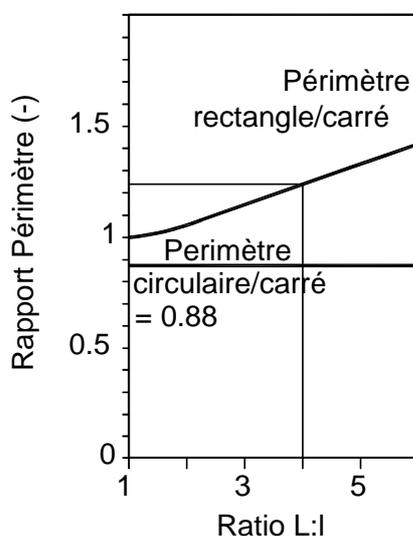


FIGURE 4-52 : SUPERFICES RELATIVES DES PAROIS VERTICALES EN FONCTION DU RAPPORT LONGUEUR:LARGEUR POUR LES REACTEURS UASB AVEC UNE SECTION TRANSVERSALE RECTANGULAIRE.



Le séparateur de phases

Le séparateur de phases est l'outil le plus caractéristique et le plus important dans le réacteur anaérobie. Il a 4 fonctions:

1. il collecte le biogaz s'échappant de la phase liquide;
2. il permet la décantation des solides en suspension dans la partie supérieure du réacteur au-dessus du séparateur ;
3. il aide à garder une concentration faible en solides en suspension et ;
4. il crée un espace au-dessus du séparateur pour le lit de boues afin de compenser les charges hydrauliques temporairement élevées.

Dans le dernier cas, la concentration en boues dans la zone de décantation peut devenir substantiellement plus élevée que dans le lit expansé immédiatement sous le séparateur.

Le séparateur de phases sépare les trois phases présentes dans l'UASB: le biogaz (G), le liquide (L) et les solides (S). Pour une performance correcte du séparateur GLS, le biogaz formé dans la zone de digestion ne devrait pas atteindre la zone de décantation. Si cette condition n'est pas respectée, la turbulence dans le décanteur conduira à la diminution de l'efficacité de la décantation et la perte de biogaz et de boues. Pour ces raisons, le séparateur GLS peut être composé d'un ensemble de collecteurs de gaz au sommet du réacteur et d'une couche de déflecteurs de gaz en dessous des ouvertures entre les éléments de collecte de gaz (voir Figure 4-53).

La vitesse ascensionnelle du liquide varie sur la hauteur du réacteur et atteint une valeur maximale là où la superficie disponible pour le flux est minimal; ceci se produit au niveau des ouvertures entre les collecteurs de gaz. De là jusqu'au niveau de décharge de l'effluent, la superficie augmente et en conséquence la

vitesse diminue. En principe, seulement les floes avec une vitesse de décantation plus basse que la vitesse maximale du flux seront emportés dans la zone de décantation au-dessus du séparateur GLS. Dans le décanteur, les floes avec une vitesse de décantation supérieure à la vitesse minimale du liquide (au niveau de la décharge) seront retenus. Ces floes d canneront sur le séparateur GLS. Quand une quantité importante de biomasse est accumulée et que les forces de friction sont dépassées, les solides re-glisseront dans la zone de digestion. Ainsi, les vitesses importantes du liquide sont:

$$v_1 = \frac{Q_i}{A_1} = \frac{V_l A}{A_1} \quad (\text{E. 78})$$

Et

$$v_2 = \frac{Q_i}{A_2} = \frac{V_l A}{A_2} \quad (\text{E. 79})$$

Où

- v_1, v_2 = respectivement, vitesses ascensionnelles du liquide à la base du séparateur GLS et au niveau de la décharge de l'effluent;
- A_1, A_2, A = superficies pour le flux de liquides à ces niveaux et superficie de la surface du réacteur UASB.

Il est important de noter que même les particules avec des vitesses de décantation plus petites que v_2 peuvent être retenues dans le réacteur suite à la floculation éventuelle de ces particules.

Les diagrammes de la

Figure 4-54 montrent que les déflecteurs de gaz chevauchent les ouvertures. Cela est nécessaire car les bulles de gaz tendent à osciller. Un chevauchement adéquat pour des réacteurs d'une profondeur de 4-6 m est approximativement de 100 mm. Une valeur plus élevée peut être contre productive car cela résulterait dans une diminution de la superficie de la surface pour le flux de liquide à travers les ouvertures et aussi en une augmentation de la vitesse ascensionnelle à un niveau critique.

L'utilisation d'un séparateur GLS consistant en plus de 2 couches, tels que dessinés à la

Figure 4-54 peut être une solution attirante. De la

Figure 4-54a, il apparaît que le rapport maximal entre la superficie de la surface des ouvertures et la superficie de la surface de la section transversale du réacteur (sans tenir compte des chevauchements) est donné par $(N-1)/N$ où N indique le nombre de couches d'éléments séparateurs.

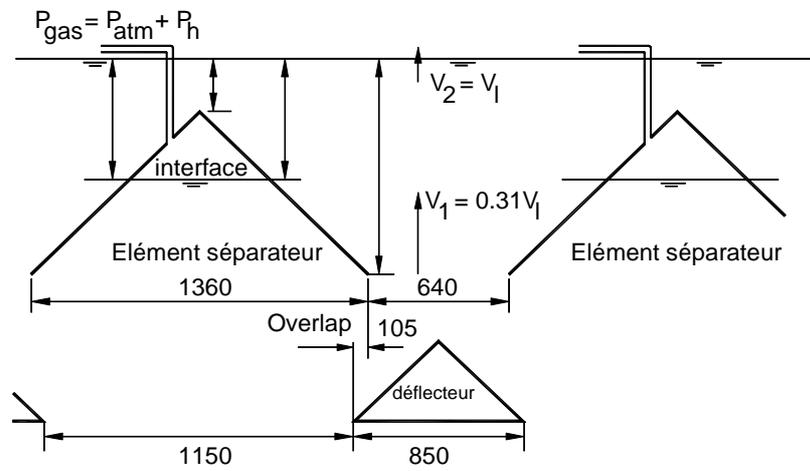
L'augmentation relative du rapport des superficies des surfaces ouvertures/réacteur pour un nombre croissant de couches est reprise à la

Figure 4-54b. L'avantage de plus grandes ouvertures doit être mis en balance avec l'augmentation du coût de la construction de ces multicouches. Il faut garder à l'esprit qu'en principe la surface au niveau de la décharge des effluents (et non au niveau des ouvertures) dictera le taux de décantation minimal des floccs qui pourront être retenus. Toutefois, en installant un GLS en multicouches, le modèle de flux deviendra plus uniforme et la floculation de petites particules passant dans les ouvertures peut être augmentée.

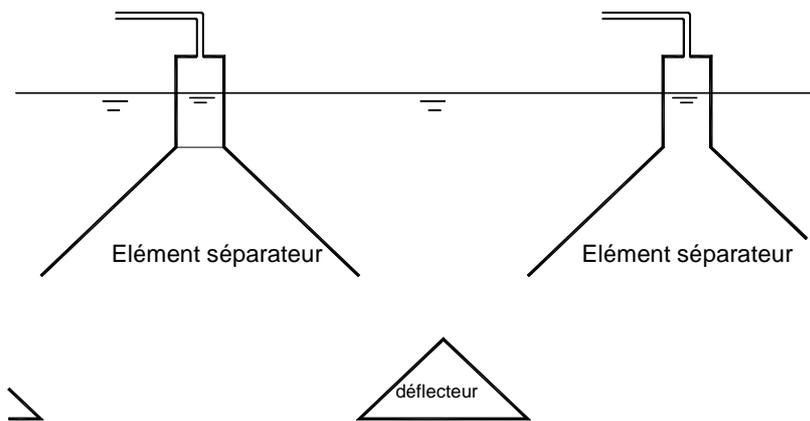
Les principales formes des éléments du séparateur GLS sont déterminées en tenant compte de:

- (1) Le rapport de la superficie du flux de liquide au niveau des ouvertures et au niveau de la décharge. Comme montré auparavant, ces superficies déterminent indirectement les vitesses de sédimentation des floccs qui entreront dans la zone de décantation et les floccs qui peuvent être retenus.
- (2) La position du séparateur par rapport au niveau de la surface du liquide. La position du séparateur dans le réacteur détermine la proportion du volume total du réacteur disponible pour la digestion (partie inférieure) et pour la décantation (partie supérieure). Dans la plupart des UASB, le volume du décanteur atteint 15-20 % du volume total du réacteur.
- (3) L'inclinaison des éléments du séparateur de phases. Cette inclinaison détermine la superficie de la surface où les solides peuvent décanter et glisser vers la partie digestion. L'inclinaison détermine la hauteur du séparateur et la quantité de matériel nécessaire à sa construction. Plus l'inclinaison est importante, plus il faudra de matériel, mais d'un autre côté, plus facilement glisseront les matériaux décantés. En pratique, l'angle du séparateur GLS par rapport à l'horizontale devrait être compris entre 45 et 60°.
- (4) La superficie de la surface de l'interface gaz-liquide sous le séparateur, parce qu'il détermine le taux de libération du biogaz par unité de surface de l'interface. Quand cette surface devient faible, il y a tendance à former une couche flottante, qui avec le temps peut devenir épaisse et dure (spécialement à basse température) et pouvant contrecarrer sérieusement la libération de biogaz à l'interface. Une très haute production de gaz augmente la formation de mousses à l'interface, particulièrement pour des eaux contenant des protéines, qui peuvent colmater les tuyauteries de gaz. Selon les expériences obtenues sur des installations de grandes tailles, le taux de production du gaz à l'interface devrait être de 1 à 3 m³/m²/h (Souza, 1986), mais ce taux ne peut être obtenu avec des eaux diluées telles que les eaux usées.

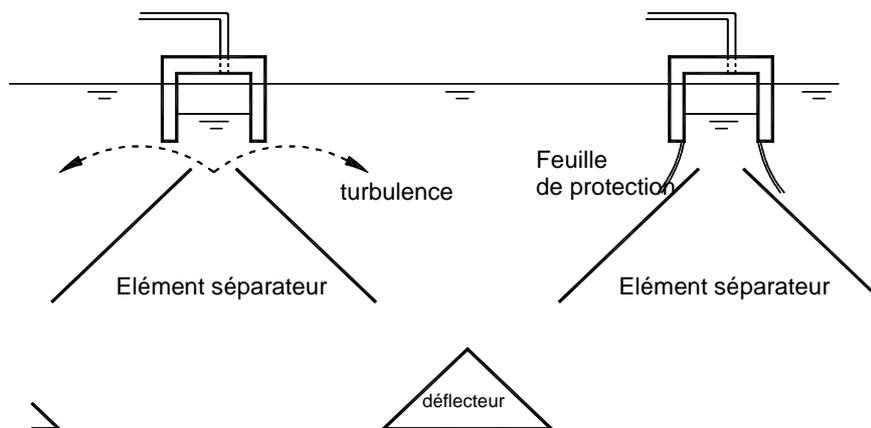
FIGURE 4-53 : EXEMPLES DE CONFIGURATION D'UN SEPARATEUR GLS DANS LES REACTEURS UASB



(a) Séparateur immergé

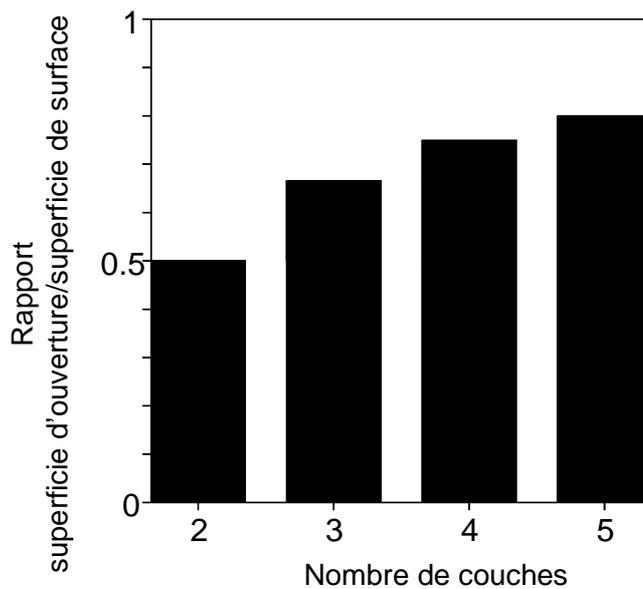
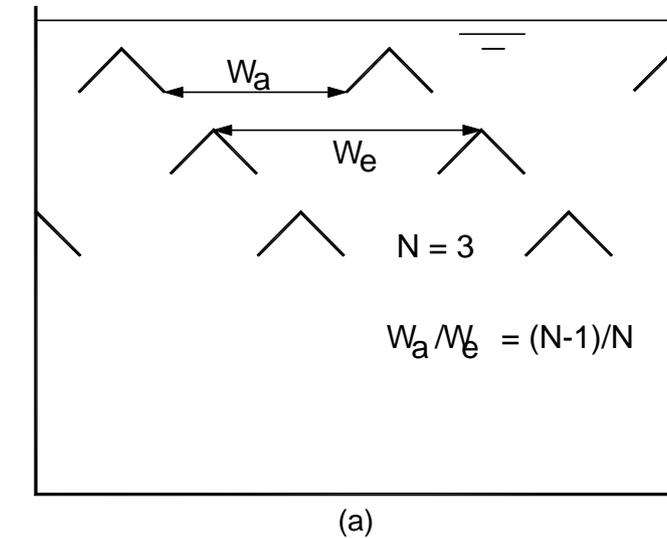


(b) Séparateur avec gaz sous pression atmosphérique



(c) Séparateur hybride avec ouverture pour maintenance

**FIGURE 4-54 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE D'UN SEPARATEUR GLS MULTI-
COUCHES ET AUGMENTATION RELATIVE DU RAPPORT SUPERFICIE
OUVERTURE/SUPERFICIE DE LA SURFACE.**



Les schémas des Figure 4-53a et b illustrent qu'il y a deux possibilités fondamentales pour créer une interface gaz-liquide sous le séparateur GLS:

1. avec un séparateur immergé (Figure 4-53a ou 4-54a) il est nécessaire d'utiliser un joint hydraulique interne (Figure 72a) ou externe (Figure 4-53a) afin de créer une pression suffisante sous le séparateur afin de maintenir l'interface; ou
2. lorsque le sommet du séparateur est situé au-dessus de la surface du liquide, la pression de gaz peut être atmosphérique et le joint hydraulique n'est pas nécessaire.

Les avantages de la 1ère option sont:

- Lorsque de l'acier est utilisé pour la construction, la fréquence de problèmes sérieux de corrosion peut être réduite en plaçant les différentes pièces sous la surface du liquide. Des problèmes importants de corrosion auront toujours lieu à l'interface liquide-air.
- La superficie totale du réacteur est disponible pour la décantation des solides, ce qui maximise la rétention des boues.
- Le biogaz sera libéré sous une surpression, ainsi il peut être conduit plus facilement jusqu'au point d'utilisation.
- Quand le biogaz est brûlé (en torchère,..), le joint hydraulique externe constitue un outil de sécurité qui empêche les explosions de gaz sous le digesteur GLS.

L'avantage de la seconde option (sans joint hydraulique) est l'accessibilité plus aisée au séparateur pour inspection, maintenance ou réparation.

Des problèmes hydrauliques peuvent survenir quand il y a colmatage des tuyauteries de gaz car le gaz s'accumule sous le séparateur. En conséquence, une force ascendante peut se former et la structure fixant le séparateur aux parois ou même la structure de l'UASB lui-même peuvent être endommagées. D'un autre côté, un vide partiel peut être créé lorsque, à cause d'une mauvaise manipulation, le liquide est déchargé trop rapidement du réacteur. S'il n'y a pas de mécanismes installés permettant d'éviter ce vide, le vide créé sous le séparateur GLS peut provoquer une implosion. D'un autre côté, un appareil permettant d'éviter le vide peut conduire à l'introduction d'air dans la chambre de gaz et aboutir à un mélange explosif gaz-air.

Dans la Figure 4-53c (partie gauche), un système hybride est proposé et permet de garder les avantages des concepts fondamentaux des Figure 4-53a et b, tout en éliminant leurs désavantages. En introduisant une ouverture au niveau où l'interface gaz-liquide est habituellement située, une 'vanne de sécurité' automatique entrera en action si le tuyau de sortie de gaz est colmaté. Le gaz s'accumulera et l'interface gaz-liquide descendra au niveau de l'ouverture où le gaz sera libéré. Les bulles de gaz s'échappant serviront d'alarme pour l'opérateur, indiquant que le tuyau de sortie de gaz est colmaté. Ce séparateur peut être construit en deux parties: les côtés inclinés latéralement servent uniquement à guider les bulles de gaz à la goulotte centrale de collecte de gaz et en conséquence, il n'y a pas nécessité de renforcer cette partie. Ils peuvent être construits avec des feuilles de matériaux non corrosifs tels bois durs, asbeste ciment, béton ou plastique. La partie centrale aura la forme d'une goulotte inversée dans laquelle le gaz s'accumulera. Cette partie peut être construite en béton, avec une épaisseur telle que la force d'Archimède de l'eau déplaçant le gaz est compensée par le poids de la structure, ce qui rend impossible la flottation de la goulotte.

Un important avantage additionnel de la configuration dans la Figure 4-53c est que l'interface gaz-liquide est facilement accessible afin d'éliminer les solides flottants qui peuvent empêcher la libération du gaz produit. Comme la goulotte inversée est maintenue en place par son poids, il n'y a pas nécessité de la fixer à la structure principale du réacteur; elle reposera sur des poutrelles en béton. Si nécessaire, elle peut être nettoyée en l'inversant et en la retournant ensuite dans sa position normale. L'élimination de solides accumulés est beaucoup plus compliqué si l'élément est construit en une seule pièce, c'est-à-dire tel que montré à la Figure 4-53a.

Un désavantage sérieux dans la Figure 4-53c (côté gauche) est que la production de gaz dans les éléments GLS augmentera le flux de liquide à la fois sous et (à travers les ouvertures entre la goulotte et le côté incliné) au-dessus du séparateur GLS. Ceci réduira l'efficacité de la décantation. Le danger de développer des courants convectifs peut être éliminé en plaçant des feuilles plastiques depuis la goulotte jusqu'au côté incliné du séparateur comme illustré à la Figure 4-53c. Une connexion flexible entre les parties hautes et basses est créée et les courants convectifs sont impossibles. Toutefois, l'ouverture servira encore de 'vanne' de sécurité et peut être utilisée pour nettoyer l'interface.

Systeme de distribution de l'effluent d'entrée

Pour obtenir une distribution uniforme de l'influent sur le fond du réacteur UASB, il est nécessaire d'employer un appareil de division du flux qui introduit le flux influent aux différents points du fond du réacteur. La superficie maximale couverte par un point d'entrée a fait l'objet de nombreuses recherches expérimentales et il a été établi que des superficies variant de 2 à 4 m² par point d'entrée étaient suffisantes pour obtenir une efficacité satisfaisante de traitement pour l'UASB, opérant à 20°C (Haskoning, 1989). Toutefois, aux températures plus basses, l'évolution volumétrique du gaz et le mélange des boues et de l'influent est moins efficace. En conséquence, une plus importante densité de points influents est nécessaire. De Man (1990) et Van der Last (1991) proposent 1-2 m² par point d'entrée.

Pour garantir une division uniforme de l'influent, la configuration de l'appareil d'entrée devrait être tel que:

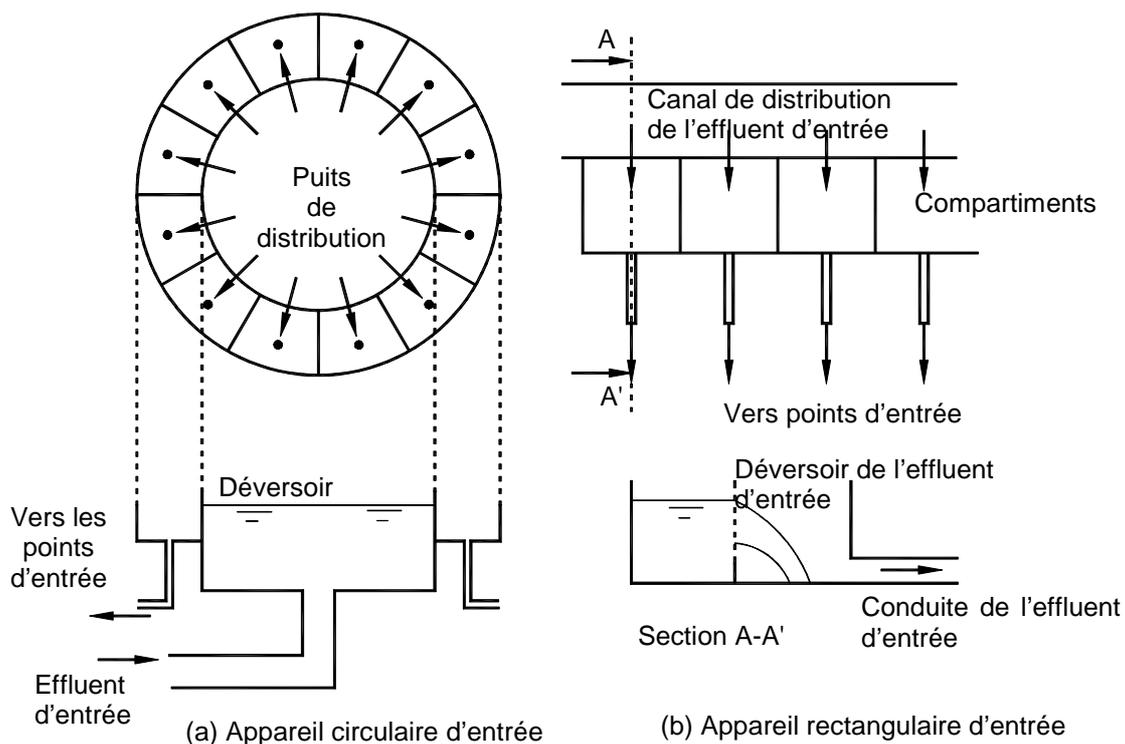
- Il peut être vérifié que le flux à chaque point d'entrée fournit réellement la fraction appropriée du flux total;
- Les éventuelles obstructions des points d'entrée devraient être facilement détectables ; et
- Lorsqu'une obstruction est observée, il devrait être facile de l'éliminer.

Pour vérifier la division uniforme de l'influent sur les différents points d'entrée, il est nécessaire que chaque ligne d'alimentation d'entrée soit connectée à chaque compartiment séparé du système de distribution et qu'elle n'alimente qu'un seul point. Dans un système multiple dans lequel plusieurs points d'entrée sont connectés à un tuyau d'entrée, c'est-à-dire en utilisant un tuyau horizontal au fond du réacteur et muni de plusieurs orifices, il y aura inévitablement avec

le temps des orifices qui se boucheront et l'influent sera alors distribué sur les autres, conduisant à une distribution inefficace de l'alimentation sur le fond du réacteur.

Pour assurer que chaque point d'entrée reçoit sa partie du flux qui lui est dévolue, il est recommandé d'utiliser un système de distribution situé à un niveau hydraulique supérieur au niveau d'eau dans le réacteur. L'alimentation peut alors être accomplie en utilisant la gravité comme illustré dans le système de la Figure 4-55, où plusieurs petits compartiments sont connectés à un puits de distribution ou un canal et chaque compartiment est équipé d'un seul tuyau d'entrée. La pression dans les compartiments est atmosphérique, ainsi ils peuvent être ouverts et inspectés visuellement et facilement. Si nécessaire, des couvercles peuvent être placés sur les compartiments pour éviter les mauvaises odeurs et les nuisances par les insectes. Il est relativement simple d'installer un contrôle automatique en employant des senseurs, par exemple sous la forme de flotteurs électroniques.

FIGURE 4-55 : SYSTEME DE DISTRIBUTION DE L'EFFLUENT D'ENTREE



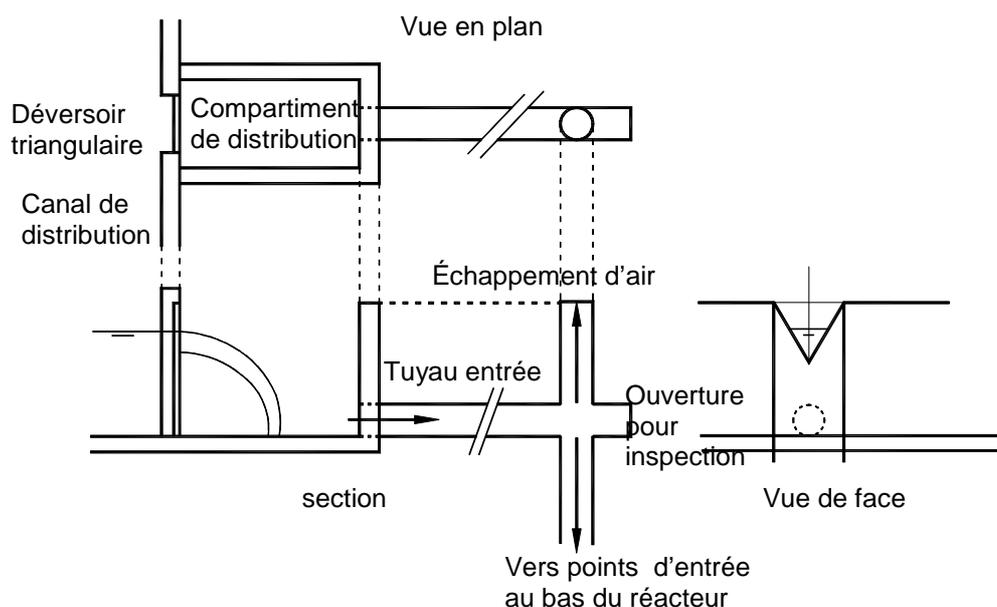
Il est important que chaque compartiment de distribution reçoive la même fraction du flux d'entrée. Cela peut être aisément et efficacement assuré en

installant des déversoirs triangulaires entre le puits ou le canal et les compartiments, comme indiqué à la

Figure 4-56.

Après un ajustement approprié du niveau de chaque déversoir délivre dans compartiment une division uniforme du flux.

FIGURE 4-56 : REPRESENTATION SCHEMATIQUE DE LA CONFIGURATION DU COMPARTIMENT DE DISTRIBUTION



La hauteur de l'eau du fond jusqu'au sommet du déversoir peut être estimée comme suit : comme la superficie par point d'alimentation est 3-4 m² (température > 20°C) et que la vitesse ascensionnelle moyenne quotidienne est 0,5-1 m/h, le flux dans chaque compartiment doit être de 2-4 m³/h. En utilisant l'équation pour un déversoir triangulaire (avec un angle droit), la hauteur maximale d'eau est de 58 mm (correspondante à 4 m³/h) et le minimum est de 44 mm (2 m³/h), c'est-à-dire que le niveau d'eau dans le puits d'entrée ou le canal sera environ 44-58 mm plus haut que le niveau inférieur du déversoir. Si occasionnellement, le flux maximal dépasse de six fois le flux prévu (ou deux fois le flux d'orage), des réserves devraient être prises avec des hauteurs de 119 (24 m³/h) à 90 mm (12 m³/h). Ces valeurs sont suffisamment petites pour permettre une construction de petits compartiments à un coût négligeable, tout en étant assez grands pour permettre un contrôle efficace de la distribution du flux d'entrée.

Dans le modèle présenté à la Figure 4-56, un événement est prévu sur le tuyau d'entrée. Cet événement est important car il permet à l'air emprisonné de s'échapper et, ainsi, de faire fonctionner convenablement le système de distribution. Il est aussi utile pour éliminer les matières colmatantes. Si la partie horizontale du tuyau entre le compartiment et l'événement est bouchée, le niveau de l'eau dans le tuyau d'alimentation descendra jusqu'au niveau de l'eau dans le réacteur UASB. Si le colmatage se produit dans la partie sous l'événement, le niveau sera égal dans le compartiment et le canal (puits). Ainsi, quand un blocage se produit, le niveau d'eau dans le compartiment indiquera la localisation de l'obstacle.

Comme le système de distribution d'entrée est situé à un niveau supérieur que le niveau d'eau dans le réacteur, les tuyaux d'entrée devraient soit être placés autour du séparateur ou passés à travers le séparateur pour atteindre le fond du réacteur. L'alternative de passer les tuyaux à travers les parois verticales du réacteur est moins appropriée. Le désavantage de tuyaux autour du séparateur peut être que le décolmatage est plus difficile que lorsque les tuyaux passent verticalement dans l'orifice du séparateur de gaz. Si les tuyaux passent à travers le séparateur GLS à un niveau inférieur de l'interface gaz-liquide, les perforations ne causeront aucun problème, et cela est même un avantage car ils fonctionneront aussi comme une exhaure de gaz en cas de colmatage des tuyaux de gaz (voir Figure 4-57). Si le tuyau passe à travers le séparateur au-dessus de l'interface gaz-liquide un tube étanche au gaz et servant de guide au séparateur, atteignant un niveau inférieur à l'interface, doit être installé comme indiqué à la Figure 75 (partie droite). Il est important que le tuyau de guidance soit placé de telle façon qu'il n'y a pas d'échappement de gaz dans l'atmosphère. Toutefois, suite à la corrosion, des trous peuvent apparaître laissant le biogaz s'échapper. En conséquence, des perforations dans le séparateur au-dessus du niveau de l'interface liquide-gaz devraient être évitées si possible.

Si le niveau de l'effluent d'entrée diffère seulement légèrement du niveau d'eau dans le réacteur (c'est-à-dire moins de 10 cm), des obstructions peuvent survenir plus fréquemment à cause d'une hauteur (pression) insuffisante. Toutefois, cela peut être éliminé aisément en surélevant le tuyau d'entrée et en le relâchant rapidement. Quand la différence entre le niveau d'eau dans le compartiment (base du seuil) et le niveau d'eau dans le réacteur excède 30 cm, de tels blocages sont rares.

Des objets de grandes tailles présents dans les eaux usées (morceaux de bois, bouteilles en plastiques, etc.) peuvent aussi obstruer le tuyau d'entrée. De telles obstructions peuvent être éliminées en poussant l'obstacle dans le tube à l'aide d'une baguette. Pour cela, il est nécessaire d'avoir un tube droit depuis le compartiment à l'événement et l'événement devrait être positionné directement au-dessus du point d'entrée comme indiqué à la

Figure 4-56. La cause habituelle de blocages est l'obstruction du tuyau horizontal situé entre le compartiment et l'événement. Pour nettoyer cette section, il peut être pratique d'avoir une ouverture d'inspection (fermée par un bouchon amovible), voir

Figure 4-56 où une connexion 4 voies est prévue. La construction prévue à la Figure 4 a l'avantage supplémentaire qu'il est aisé de changer chaque partie du système qui serait endommagée par des impacts mécaniques, de l'usure et des cassures.

Des bulles d'air peuvent être emprisonnées dans les eaux usées lorsqu'elles passent au-dessus du seuil et entrent dans le compartiment et le tuyau. De l'oxygène se dissout dans le liquide, mais cela ne résulte pas à une inhibition notable des organismes méthanogènes. Si une quantité significative d'air est introduite un mélange explosif peut se former avec le biogaz produit. Comme les bulles de gaz ayant un diamètre excédant environ 2 mm ont une vitesse 0,2-0,3 m/s dans l'eau, la vitesse du liquide dans la section verticale du tuyau (ou du moins la section du sommet de ce tuyau) devrait être inférieure à cette valeur. Supposant que le flux maximal dans le tuyau est de 3 m³/h, le diamètre minimal D_t à une vitesse de liquide de $v = 0,2$ m/s et un flux de $Q_i = 3/3600 = 8 \cdot 10^{-4}$ m³/s peut être calculé comme suit :

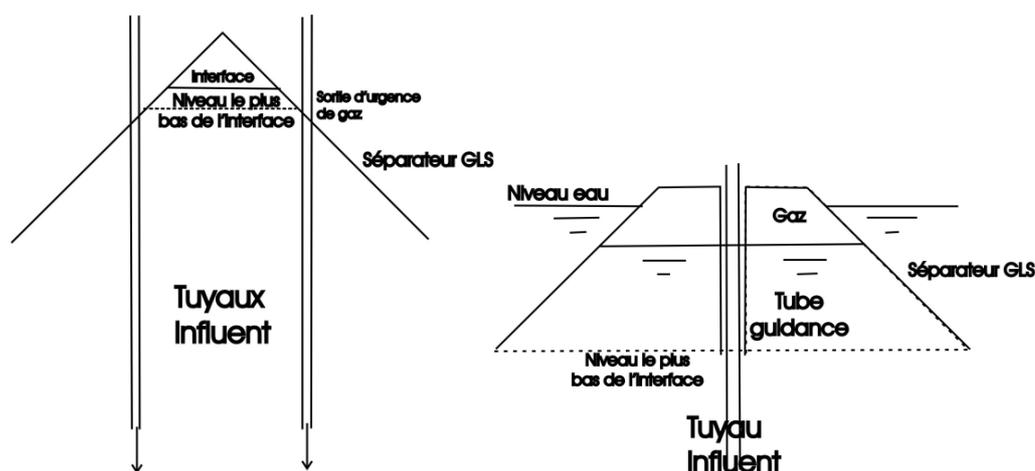
$$A_t = \frac{3,14D_t^2}{4} = \frac{Q_i}{v} = \frac{0,0008}{0,2} = 0,004 \text{ (E. 80)}$$

Où :

$$D_t = 0,072 \text{ m} = 72 \text{ mm}$$

- A_t = superficie de la section transversale du tuyau d'entrée.

FIGURE 4-57 : POSSIBILITES POUR LE PASSAGE DU TUYAU D'ENTREE A TRAVERS LE SEPARATEUR GLS



Ainsi, sous les conditions données, un tuyau d'un diamètre interne de 75 mm est adéquat pour éviter l'entrée dans le réacteur de bulles d'air de plus de 2 mm.

Il peut être bénéfique d'utiliser un plus petit diamètre de tube dans le fond du réacteur pour augmenter la vitesse du liquide et assurer mieux en conséquence la turbulence et le contact entre les boues et l'influent. Pour réaliser cela, le diamètre du tube au-dessus du GLS peut être supérieur à celui situé sous le GLS. Ainsi, la faible vitesse au sommet devrait permettre aux bulles d'air de s'échapper et la vitesse élevée à la base du réacteur devrait augmenter la turbulence pour un bon contact boues-influent.

Pour augmenter le contact entre les boues et les eaux usées et diminuer la fréquence de blocages des tuyaux d'entrée, il est aussi recommandé de placer des points de décharge de l'influent à 100-200 mm au-dessus du fond du réacteur. A un flux de 3 m³/h par tuyau d'entrée, avec un diamètre interne de 40 mm au fond, la vitesse de décharge des eaux usées sera:

$$v_e = \frac{Q_i}{A_t} = \frac{0,0008}{\frac{(3,14 \times 0,04^2)}{4}} = 0,6 \text{ m/h} \quad (\text{E. 81})$$

Cette vitesse, qui est deux fois la vitesse de configuration pour un canal de dégrillage, permet d'éviter le dépôt de solides décantables près du point de décharge de l'influent, réduisant ainsi les blocages.

Appareil de collecte de l'effluent

L'effluent (les eaux traitées) doit être collecté au sommet de l'UASB aussi uniformément que possible. La plupart des réacteurs UASB utilisent un appareil traditionnellement employé dans les décanteurs gravitaires, c'est-à-dire des goulottes horizontales avec des entailles en V à distances régulières, comme indiqué à la Figure 4-58. Il est recommandé de placer un compartiment pour collecter la mousse et les matières solides flottantes dans les goulottes d'effluent (voir Figure 4-58). Une partie de cette matière flottante est constituée de boues actives anaérobies qui montent dans l'eau suite à leur occlusion dans les bulles de biogaz. Lorsque les bulles de gaz sont relâchées, la boue peut retourner dans la zone de digestion du réacteur.

FIGURE 4-58 : GOULOTTES AVEC ENTAILLES EN V POUR COLLECTER L'EFFLUENT AU SOMMET DU REACTEUR UASB

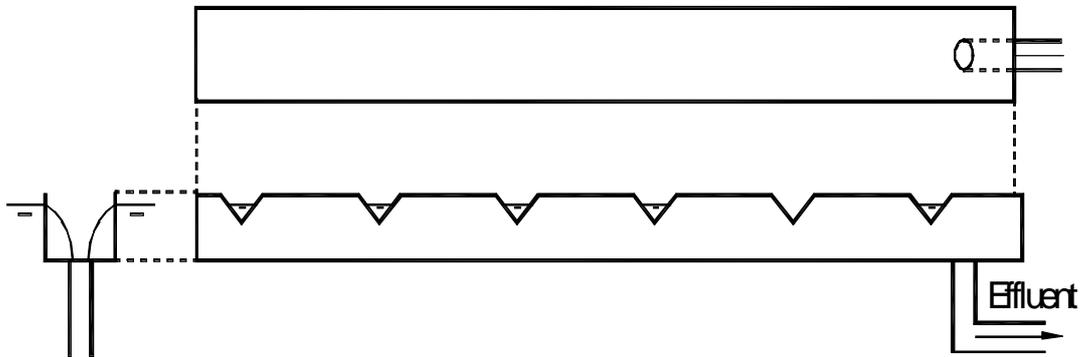
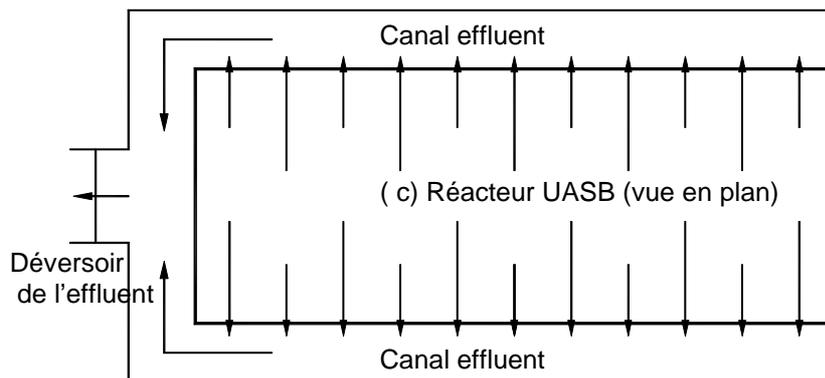
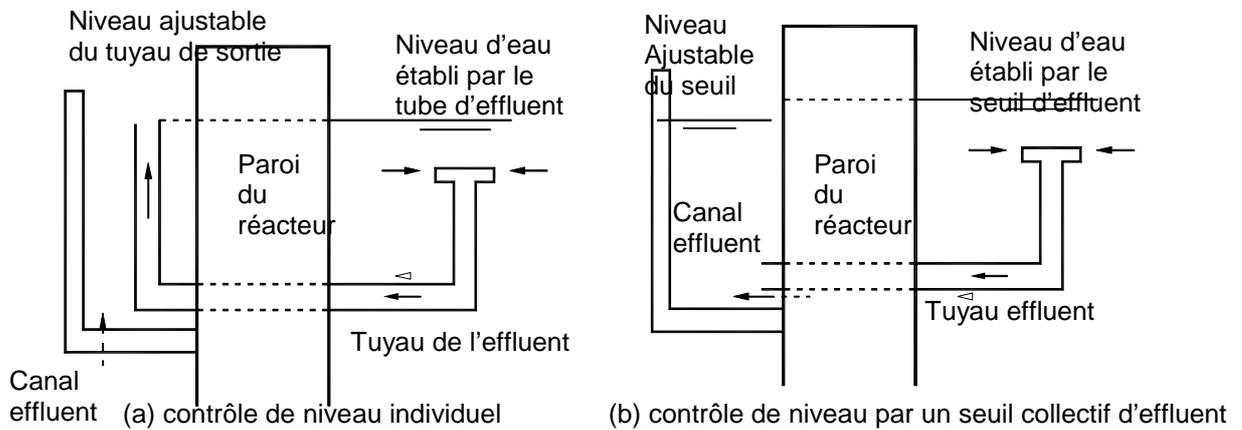


FIGURE 4-59 : CONFIGURATIONS ALTERNATIVES DE COLLECTE DE L'EFFLUENT



Un problème fréquent dans l'appareil de sortie est le colmatage de la partie de la goulotte d'effluent de sortie par des solides flottants, même si un collecteur de mousses est présent. Cela perturbe la décharge uniforme de l'effluent. Pour éliminer ou tout au moins réduire ces problèmes, la hauteur au-dessus du déversoir devrait être suffisante, probablement plus de 25 mm. De plus, pour une hauteur de moins de 25 mm il est difficile de réguler le niveau des goulettes

pour que l'effluent sorte uniformément. En utilisant l'équation pour un déversoir triangulaire avec un angle droit calculé pour une couche de 25 mm, $Q_{25} = 1,34 \cdot (0,025)^{5/2} = 0,44 \text{ m}^3/\text{h}$. Avec la même équation il peut être montré que le flux à une hauteur de 25 mm est de 75 pourcents supérieur par rapport au flux à une hauteur de 20 mm. Même une petite différence de 5 mm du niveau sur toute la longueur du déversoir (qui est vraisemblable en pratique, suite par exemple à une soudaine libération de biogaz accumulé dans les boues), peut conduire à une différence de décharge de 75 pourcents. Une plus petite hauteur cause des erreurs relatives plus grandes quand le seuil n'est pas exactement de niveau et des problèmes opérationnels dus à des blocages des entailles par des solides flottants surviendront plus fréquemment. Comme la vitesse ascensionnelle du liquide dans le réacteur UASB est habituellement de 0,5-1 m/h, le nombre d'entailles en V doit être environ de $(0,5-1)/0,5$ ou 1-2 entaille(s) en V par m^2 .

Une configuration alternative à faible coût pour l'appareil de sortie est montrée à la Figure 4-59. Dans ce cas, il n'y a pas de goulotte, mais l'appareil de sortie de l'effluent consiste en un nombre de tubes PVC qui reprennent les eaux sous la surface de l'eau. Le niveau de sortie peut soit être ajusté individuellement pour chaque tube comme montré à la Figure a. Dans ce cas, il n'y a pas de goulotte, mais l'appareil de sortie de l'effluent consiste en un nombre de tubes PVC qui reprennent les eaux sous la surface de l'eau. Le niveau de sortie peut soit être ajusté individuellement pour chaque tube comme montré à la Figure b. La première option est sensiblement plus problématique à cause du réglage individuel de chaque tube, mais cela offre le grand avantage que la décharge du tube est visible et l'obstruction peut être détectée aisément. Si le même niveau de décharge est utilisé pour tous les tubes d'effluent, ceux-ci déverseront l'effluent dans un canal d'effluent dans lequel un déversoir sera placé. Ce seuil détermine le niveau dans le canal et ainsi indirectement dans le réacteur lui-même. Le canal d'effluent peut être vidé périodiquement en retirant rapidement le déversoir: la baisse soudaine des eaux dans le canal cause temporairement un flux très important dans les tuyaux d'effluent, ainsi les solides déposés sont emportés par le courant. Il faut noter que la baisse soudaine du niveau d'eau dans le canal et en conséquence dans le réacteur lui-même peut créer un vide partiel sous le séparateur qui peut imploser s'il n'y a pas de dispositif empêchant le vide. Comme pour les tuyaux d'entrée, les coûts de tuyaux de sortie (25 mm diamètre interne) sont minimales car il n'y a besoin que de quelques cm *per capita*.

Appareils spéciaux

Points d'échantillonnage des boues à différentes profondeurs

L'échantillonnage de contenus du réacteur pour obtenir des informations sur la concentration des boues et leur activité en fonction de la profondeur peut être réalisé convenablement en utilisant les ouvertures dans le séparateur GLS comme indiqué dans la Figure 4-a. Un échantillonneur est introduit via cette ouverture et des échantillons peuvent être extraits à différentes profondeurs. Généralement, il est nécessaire d'utiliser une pompe pour obtenir une boue représentative lorsque le lit de boues est très épais. Si la hauteur est suffisante, des échantillons peuvent être extraits à différents niveaux par décharges

gravitaires comme indiqué à la Figure 4-b. Une pompe n'est pas nécessaire quand la hauteur disponible excède un mètre et si le tube échantillonneur est de plus de 25 mm. Pour des hauteurs ou des diamètres plus petits, les tubes tendent à se colmater, là où la boue est plus épaisse (plus bas dans le réacteur) et là où il est important de connaître la concentration et l'activité des boues. Des échantillons de boues seront généralement extraits pour établir le profil de la concentration en fonction de la hauteur et les caractéristiques biologiques, chimiques et physiques des boues.

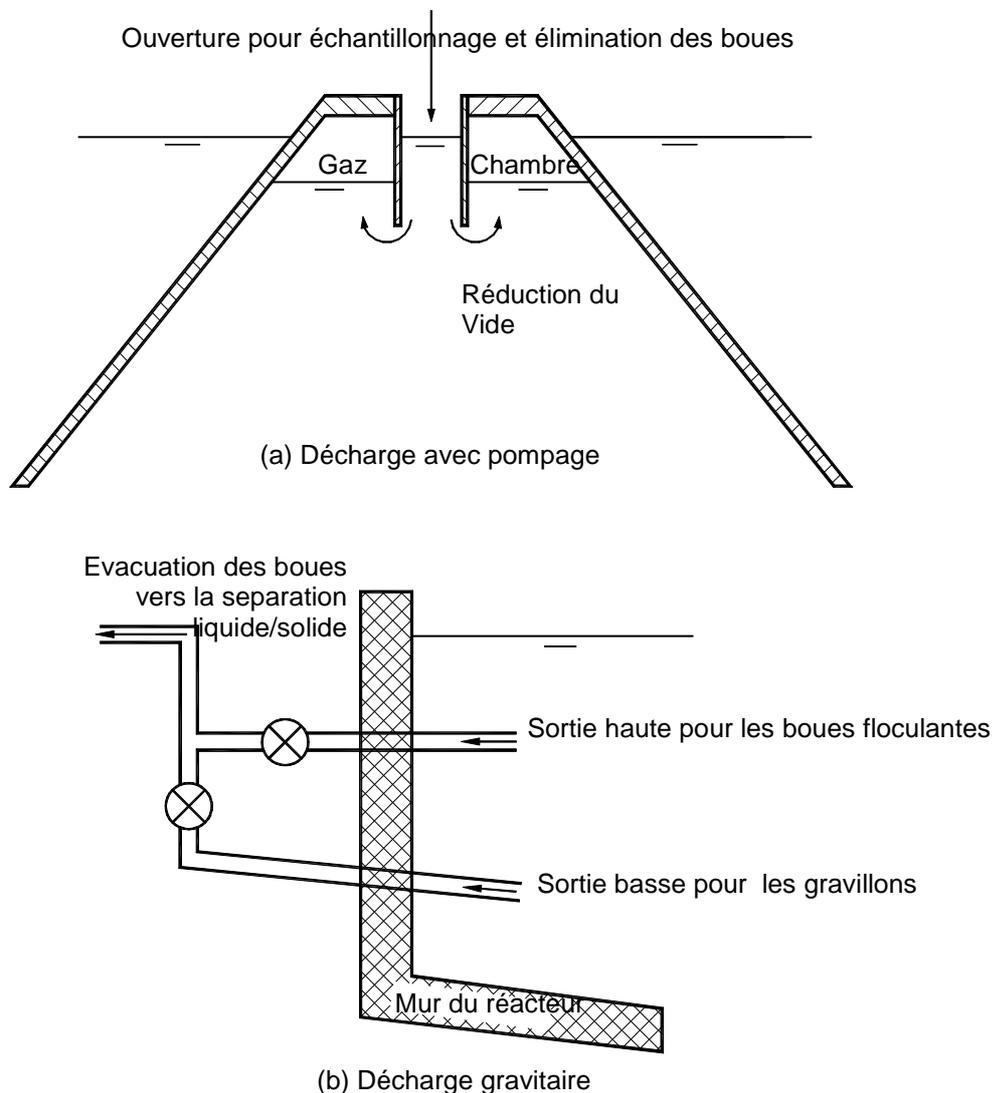
Appareil de décharge des boues

En principe, la qualité de l'effluent augmente lorsque la masse de boues augmente dans le réacteur. Toutefois, il est clair qu'au-delà d'une certaine hauteur de lit de boues, la capacité de rétention du réacteur pour les solides en suspension est dépassée. Toute la boue produite alors dans le réacteur sera lessivée et quittera le système avec l'effluent. La présence de boues excessives dans l'effluent diminue évidemment la qualité de l'effluent. Pour cette raison, il est recommandé de décharger les boues régulièrement une fois que le lit de boues dans le réacteur atteint un certain niveau maximal fixé. Cette procédure est particulièrement recommandée quand le système de traitement anaérobie n'est pas complet par un post-traitement, tel qu'une lagune ou un décanteur.

Le niveau maximum de boues peut être préférablement déterminé expérimentalement, car les caractéristiques du lit de boues dépendra de la composition de l'influent. Aussi, la masse maximale de boues qui peut être déchargée en une opération sans affecter la qualité de l'effluent et en conséquence la fréquence de décharge de boues peuvent être établies expérimentalement. En général, la décharge de boues suivra un agenda de routine préétabli, dans le sens que des intervalles réguliers de décharge des boues sont respectés (par exemple, chaque semaine) et la quantité déchargée sera égale à la quantité accumulée durant la période. La fréquence de décharge des boues peut aussi être influencée par la quantité qui peut être absorbée sur les lits de séchage des boues. Une base plus solide est de précéder ces décharges par une détermination du profil de la concentration des boues. En principe, il y a deux méthodes pour décharger les boues : (1) par décharge directe d'un niveau désiré à soustraire (Figure 4-b), ou 2) en pompant la boue du réacteur à travers les ouvertures du séparateur GLS, qui peuvent être les mêmes ouvertures que celles utilisées pour les échantillons de boues. (Figure 4-a).

Comme le niveau auquel les boues doivent être extraites, il est important de décharger les boues ayant l'activité la plus basse pour maintenir les boues les meilleures dans le réacteur. Dans le traitement des eaux usées, un lit de boues se développera généralement et consistera en une couche de fond épaisse et une couche plus mince au-dessus de la couche de boues floculantes. Les boues en excès devraient de préférence être déchargées de la partie supérieure du lit de boues. Si la boue 'lourde' au fond du réacteur devient moins active à cause de l'accumulation de matières inertes fines ou sable fin, il est conseillé de décharger occasionnellement la boue du fond du réacteur.

FIGURE 4-60 : METHODES POUR OBTENIR DES ECHANTILLONS DE BOUES ET DE DECHARGES DES BOUES A DIFFERENTES PROFONDEURS



Appareil de collecte du gaz

L'appareil de collecte de gaz devrait permettre la libération efficace du gaz accumulé dans les chambres du séparateur GLS, tout en maintenant un niveau constant de l'interface gaz-liquide. Bien que dans le traitement des eaux usées, la production de gaz est basse (souvent moins de 100 L/m³ d'eaux), le diamètre du tuyau de gaz devrait être suffisant pour éviter le colmatage à cause de solides poussés avec le gaz (la mousse) dans les tuyaux. Il est important d'installer un appareil supplémentaire de gaz pour permettre au gaz de s'échapper en cas de blocage, pour empêcher des forces hydrauliques trop importantes sur le séparateur GLS.

Si l'interface gaz-liquide est maintenu sous la surface de l'eau dans le réacteur, le gaz est évacué via un joint hydraulique à travers lequel une certaine pression de gaz s'établit par colonne d'eau. L'expérience a montré que de l'eau

condensée s'accumulera dans le joint hydraulique et en conséquence, une sortie pour l'eau condensée est nécessaire pour maintenir le niveau requis d'eau.

Il est très important d'éviter le développement de vide partiel dans le séparateur GLS, ce qui pourrait produire une implosion. Cela peut être dû à une opération erronée, c'est-à-dire quand le flux de boues excède le flux de l'influent durant la décharge des boues en excès. Dans ce cas, le niveau d'eau dans le réacteur UASB descendra et en conséquent la pression dans les chambres de gaz diminuera. Pour éviter les dommages au séparateur GLS il est conseillé d'équiper le système avec un dispositif de 'réduction' du vide. L'appareil pour l'échantillonnage et la décharge des boues peut aussi être utilisé à cet effet, comme illustré à la Figure 4-a.

Matériaux de construction

Le choix de matériaux de construction est d'une grande importance pour la durabilité du réacteur UASB. Comme la digestion anaérobie génère un environnement corrosif, l'utilisation de métaux doit être évitée autant que possible. Même des matériaux nobles tels que le laiton et l'acier inoxydable souffrent de corrosion dans les réacteurs anaérobies et les peintures et couches protectives ne donnent que des protections partielles.

Généralement du béton ou des briques renforcées de béton sont les matériaux les plus appropriés pour les parois du réacteur. Pour la construction des appareils spécifique pour lesquels l'emploi de béton est peu pratique, des matériaux non corrodables devraient être employés, tels que PVC pour les tuyaux d'entrée et de sortie, des plaques de bois dur ou de ciment asbeste pour le séparateur GLS ou le compartiment de rétention de la mousse et du polyester renforcé de fibres de verre pour les compartiments de distribution de l'entrée.

4.5.10 Evaluation de la stabilité mécanique du réacteur UASB

Après la réalisation de la construction du réacteur UASB, il est utile de tester les différentes parties du système pour contrôler qu'elles fonctionnent convenablement: les appareils d'entrée et de sortie (distribution uniforme de l'influent sur le fond du réacteur, de l'effluent au sommet du réacteur). Si possible, la vérification hydraulique doit être menée avec de l'eau plutôt qu'avec des eaux usées.

Après avoir établi que les appareils d'entrée et de sortie fonctionnent correctement, l'étape suivante est de vérifier la qualité de l'appareil de collecte du gaz. Cela peut être fait en soufflant de l'air comprimé dans les chambres de gaz sous le séparateur GLS. Si la chambre de gaz est totalement immergée, les fuites peuvent être repérées par le dégagement de bulles de gaz. Pour les séparateurs partiellement immergés, la détection des fuites est plus difficile. Dans ce cas, il est conseillé de mettre les chambres de gaz sous pression et attendre une période suffisamment longue pour vérifier si la pression de gaz diminue. Lorsque cela arrive, il peut être possible de trouver les fuites à l'aide d'une solution savonneuse.

Il est important de tester la stabilité mécanique du séparateur pour les blocages des appareils de collecte de gaz. Cela peut être fait en fermant la sortie de gaz et en injectant de l'air sous le séparateur jusqu'au niveau de l'échappement de secours du gaz. La construction du séparateur devrait être telle qu'ils ne sont pas endommagés lors des tests et qu'ils restent bien fixes aux parois du réacteur.

4.5.11 Evaluation des coûts unitaires

Les coûts de traitement des eaux usées dépendent de:

- la taille (l'échelle) du système de traitement des eaux usées ;
- les coûts de la main d'œuvre locale et des matériaux;
- complexité requise du procédé, déterminée par la qualité des eaux usées, les normes de rejet locales, la sécurité de la main d'œuvre et le degré de mécanisation;
- le coût de l'énergie ; et
- le coût du terrain.

La comparaison des coûts pour 3 cas pour lesquels l'information est disponible est reprise dans les Tableau 4-18 et Table 4-1.

Vu la relative simplicité technique et le faible volume requis, le réacteur UASB est un système à faibles coûts.

TABLEAU 4-18 : COMPARAISON DES COÛTS DE TROIS PROCÉDES DE TRAITEMENT DES EAUX USEES

Rubriques	Bassin d'oxydation		UASB+bassin d'oxydation		Boues activées (y compris digestion des boues)	
	Z1	Z2	Z1	Z2	Z1	Z2
Coût Investissement						
Coût de Construction	369	276	950	766	1,026	951
Coût Technologies et outils	25	21	48	45	585	506
Coût terrain	2,125	1,300	625	175	525	500
Total	2,519	1,597	1,623	986	2,136	1,957
Coût Investissement \$/capita						39
Coût annuel investissement	50	32	32	20	43	212.
Coût de fonctionnement annuel	211.8	135.6	154.1	98.8	233.8	203.
Coût annuel total	74.8	67.6	82.3	74.1	220.0	8
US\$ /m ³	286.6	203.1	236.4	172.8	453.8	416.
	0.098	0.070	0.081	0.059	0.155	2
						0.14
						3

Conditions:

- Echelle de l'installation: 50000 EH (capita)
- Normes de décharge: DBO5(Z1) :20mg/L ; BOD5(Z2) : 50mg/L
- Coût terrain: \$25/m²
- Coût électricité: \$0.1/kWh
- Durée de vie: 20 ans
- Taux d'intérêt: 8 %

TABLE 4-1 : COMPARAISON DES COÛTS DE TROIS PROCÉDES DE TRAITEMENT DES EAUX USEES (EN TENANT COMPTE DE L'ÉNERGIE PRODUITE)

Rubriques	Bassin d'oxydation		UASB+bassin d'oxydation		Boues activées (y compris digestion des boues)	
	Z ₁	Z ₂	Z ₁	Z ₂	Z ₁	Z ₂
Coût Investissement	211.8	135.6	154.1	98.8	233.8	212.4
Coût de Construction	74.8	67.6	82.3	74.1	220.0	203.8
Energie produite (perte)	0	0	-11	-11	-27	-23
Coût annuel total	286.6	203.1	224.9	161.5	42.0	393.2
US \$ /m ³	0.098	0.070	0.077	0.055	0.146	0.135

4.5.12 Gestion des ressources humaines

Selon l'échelle, le degré de mécanisation et d'automatisation et les performances opérationnelles le traitement anaérobie demande généralement 5-10 personnes, incluant un administrateur avec degré de bachelier qui prendra en charge la gestion et le contrôle de l'unité de traitement des eaux usées; 2-3 personnes pour les inspections de qualité, qui doivent régulièrement contrôler et analyser la qualité des eaux usées afin d'assurer une efficacité du traitement. Un électricien est aussi requis.

4.5.13 Impacts sur l'Environnement

Le traitement anaérobie a des impacts positifs sur l'environnement: moins d'énergie consommé, production de méthane (énergie), et moins de boues résiduelles.

Des traitements complémentaires doivent être effectués avant la décharge finale; les bactéries ne sont pas entièrement détruites et la désinfection de l'effluent est nécessaire. Le traitement anaérobie produit du NH₃ et du H₂S, qui nuisent à l'environnement du travail.

4.5.14 Références

ADRIANUS C. VAN HAANDEL AND GATZE LETTINGA, 1994. *Anaerobic Sewerage Treatment, a practical guide for regions with a hot climate*, John Wiley & Sons.

BAGLEY, M., and BRODKORB, T.S., 1999. *Modeling microbial kinetics in an anaerobic sequencing batch reactor-model development and experimental validation*. *Water Environmental Research* 71, 1320–1332.

COLLAZOS, C.J., 1990. *Operation of the La Rosita pilot plant 2nd stage*. Report for the Defence Co-operation of the Bucaramanga Catchment Area, Bucaramanga, Colombia.

COLLINS, A.G., THEIS, T.L., KILAMBI, S., HE, L., and PAULOSTATHIS, S.G., 1998. *Anaerobic Treatment of Low Strength Domestic Wastewater Using and Anaerobic Expanded Bed Reactor*. *Journal Environmental Engineering* 124(7), 652-655.

DAGUE, R.R., 1994. *Principles of the ASBR Processes*, *Adv. Filtr. Sep. Technol.*, 8, 211-214.

DAGUE, R.R., MCKINNEY, R.E., PFEFFER, J.T., 1970. *Solids retention in anaerobic waste treatment systems*. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 42(2):29-46.

DAGUE, R.R., MCKINNEY, R.E., PFEFFER, J.T., 1966. *Anaerobic activated sludge*. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 38:220-226.

GENUNG, R.K., DONALDSON, T.L. AND REED, G.D., 1985. *Pilot scale development of anaerobic filter technology for municipal waste water treatment*. In: Schwitzenbaum, M.S. (ed), *Proceedings of the Seminar Anaerobic Treatment of Sewage*, University of Massachusetts, Amherst.

GLOYNA, E.F., 1971. *Waste Stabilization Ponds*. WHO Monograph Series, WHO, Geneva.

GLOYNA, E.F. AND AGUIRRA, J., 1972. *New experimental pond data*. In: McKinney, R.E. (ed.), *2nd International Symposium on Waste Treatment Lagoons*, University of Kansas, Lawrence.

GONCALVES, R.F., and de AVAUJO, V.L., 1999. *Combining Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors and Submerged Aerated Biofilters for Secondary Domestic Wastewater Treatment*. *Wat. Sc. and Tech.* 40(8), 79.

GUJER, W., and Zehnder, A.J.B., 1983. *Conversion processes in anaerobic digestion*. *Wat. Sc. and Tech.* 15, 127-167.

HENZEN, M., and HARREMOES, P., 1983. *Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors—a literature review*. Wat. Sc. and Tech. 15, 1.

HULSHOF POL, L.W. AND LETTINGA, G., 1986. *New technologies for anaerobic wastewater treatment*. Water Science and Technology, 18, 41.

HULSHOF POL, L.W., HEYNEKAMP, K. AND LETTINGA, G., 1987. *The selection pressure as driving force behind the granulation of sludge*. In: Proceedings of the GASMAT Workshop, Lunteren, The Netherlands.

JEWELL, W.J., 1987. *Anaerobic Sewage Treatment*. Environmental Science and Technology 21(1), 14-21.

LAKSHMINARAYANA, J.S.S., 1972. *Prevention of sewage pollution by stabilization ponds*. Environmental Letters, 8, 121.

LETTINGA, G., and HULSHOFF POL, L.W., 1991. *UASB-Process Designs for Various Types of wastewaters*. Wat. Sc. and Tech. 24(8), 87-107.

LETTINGA, G., and VINKEN, J.N., 1980. *Feasibility of the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) Process for the Treatment of low-strength wastes*. Proceedings of the 35th Industrial Waste Conference, Purdue University, 1980.

MADIGAN, M.T., MARTINKO, J.M., and PARKER, J., 1997. *Brock Biology of Microorganisms*, 8th ed., Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ.

MADIGAN, M.T., MARTINKO, J.M., and PARKER, J., 2000. *Brock Biology of Microorganisms*, 9th ed., Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ.

MALINA, J.F., and PHHLAND, F.G., 1992. *Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes*. Water Quality Management Library, vol. 7, Technomic Publishing Co., Lancaster, PA.

MARAIS, G.V.R., 1974. *Faecal bacteria kinetics in stabilisation ponds*. Journal of Environmental Engineering Division, 100, (EEI), 119.

MARAIS, G.V.R. AND SHAW, V.A., 1961. *Rational theory for design of waste stabilisation ponds in South Africa*. Transactions of the South African Institute of Civil Engineers, 3, 205.

McGARRY, M.G. AND PESCOD, M.B., 1970. *Stabilisation pond design criteria for tropical Asia*. In: McKinney, R.E. (ed.) 2nd International Symposium on Waste Treatment Lagoons, University of Kansas, Lawrence.

McCARTY, P.L., and MOSEY, F.E., 1991. *Modelling of anaerobic digestion processes (A discussion of concepts)*. Wat. Sci. Tech. 24(8), 17-33.

METCALF and EDDY INC. (1979) *Waste Water Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*, McGraw-Hill, New York.

MORRIS, D., SHIWU, S., et al., 1997. *Comparison of performance of ASBR systems seeded with granular and flocculent biomass in the treatment of beef slaughter house wastewater*. Adv. Filtr. Sep. Technol., 11, 584-589.

O'ROURKE JT (1968) Kinetics of Anaerobic Treatment at Reduced Temperature. PhD Thesis, Stanford Univ., Stanford, Cal., USA.

OVEN, W.F., STUCKEY, D.C., HEALY, J.B., YOUNG, L.Y., McCARTY, P.L., 1979. *Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity*. Wat. Res. 13, 485-492.

PARKER, C.D., 1959. *Performance of large sewage lagoons at Melbourne, Australia*. Sewage and Industrial Wastes, 31, 133.

PARKER, C.D., 1970. *Experiences with anaerobic lagoons in Australia*. In: McKinney, R.E. (ed.) 2nd International Symposium on Waste Treatment Lagoons, University of Kansas, Lawrence.

PRETORIUS, W.A., 1971. *Anaerobic digestion of raw sewage*. Water Research, 5, 681.

SASTRY, CA. AND MOHANRAS, G.J., 1976. *Waste stabilization pond design and experience in India*. In: Ponds as a Waste Water Treatment Alternative, Water Resources Symposium No. 9, University of Texas, Austin.

SPEECE, R.E., 1996. *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*, Archae Press, Nashville, TN.

SWITZENBAUM, M.S. AND JEWELL, W.J., 1980. *Anaerobic attached film expanded bed reactor treatment*. Journal of the Water Pollution Control Federation, 52, 1953.

YODA, M., HATTORI, M. AND MIJAJI, Y., 1985. *Treatment of municipal waste water by anaerobic fluidised bed: behaviour of organic suspended solids in anerobic reactor*. In: Schwitzenbaum, M.S. (ed.), Proceedings of the Seminar Anaerobic Treatment of Sewage, University of Massachusetts, Amherst.

YOUNG, J.C., 1990. *Summary of design and operating factors for upflow anaerobic filters*. Proceedings of the International Workshop on Anaerobic Treatment Technology for Municipal and Industrial Wastewater, Valladolid, Spain.

YOUNG, J.C. AND MCCARTY, P.L., 1969. *The anaerobic filter for waste treatment*. Journal of the Water Pollution Control Federation, 41, R160.

VAN DER LAST, A.R.M., 1991. *Anaerobic treatment of settled sewage with the EGSB and the FB processes*. Report Agricultural University of Wageningen, Department of Water Pollution Control.

5. L'ÉPURATION COLLECTIVE – LES TRAITEMENTS COMPLÉMENTAIRES

5.1 Epuvalisation

5.1.1 Introduction – Considérations générales

Aujourd'hui, les problèmes de l'eau et, en particulier eau usée, deviennent de plus en plus importants. Les pays du nord font face à des problèmes sérieux de pollution des cours d'eau et de contamination des nappes phréatiques avec les nitrates et les phosphates. Les pays méridionaux (par exemple, pays méditerranéens) souffrent d'un manque d'approvisionnement en eau pendant au moins une partie de l'année et ont les besoins constamment croissants de l'eau douce à usage des humains (eau potable) et pour l'agriculture (irrigation).

Définitions

Le nom d'épuvalisation vient de la contraction de deux mots français : épuration (purification) et valorisation (valorisation) ; il emploie des plantes pour épurer l'eau usée ; il a été appliqué avec succès dans beaucoup de pays méditerranéens et en Belgique.

Epuvalisation est née avec un premier brevet sur le « processus de la purification des effluents liquides organiques » en 1985. Il y avait un deuxième brevet sur « le processus continu de la purification des effluents méthanisables » en commun avec l'institut industriel de Huy (ISI, Belgique) et le centre technique agricole de Strée (CTA, Belgique).

L'épuvalisation a son origine dans la culture hydroponique. À la différence de la culture hydroponique - où des plantes sont cultivées sans sol et nourrit avec une solution d'éléments nutritifs pour produire des légumes et/ou plantes ornementales, l'épuvalisation utilise le besoin des plantes et des caractéristiques physiques enlever les composés nocifs pour l'environnement.

L'eau usée traverse les canaux dans lesquels les plantes ont été placées avec leurs racines nues. Le système peut être employé en circuit ouvert (seulement 1 passage) ou en circuit fermé (recirculation). Les canaux, appelés goulottes sont de 50 centimètres de large et leur longueur dépend de la qualité d'eau usée à épurer. Des nitrates et des phosphates sont pris par les plantes pour leur processus de croissance et les racines filtrent les matières en suspension tout en soutenant une flore bactérienne abondante. Par conséquent, le système agit également en tant que filtre d'écoulement constamment croissant.

Développé à l'origine pour remplir les besoins de solutions de traitement des eaux usées pour des petites communautés et communautés saisonnières, les buts peuvent cependant changer selon les conditions de l'utilisation et les pays concernés. Dans les régions méditerranéennes, le but est traiter et réutiliser l'eau usée en irrigation; dans des régions tropicales sèches, l'accent est mis sur des augmentations de rendements; et, dans des régions tempérées, l'attention se concentre sur éliminer des nitrates et des phosphates responsables de l'eutrophication des cours d'eau. Le prix réduit et la simplicité de cette technique

la rendent appropriée dans les pays où il y a un manque chronique d'approvisionnement en eau pendant au moins une partie de l'année et où les problèmes sanitaires augmentent année après année due à l'utilisation anarchique d'eaux usées brutes.

Bases des "Techniques utilisant les plantes"

Depuis des siècles, les plantes aquatiques et les marais naturels sont connus pour leurs « capacités d'épuration » par la filtration, le prélèvement des composés chimiques potentiellement nocifs tels que l'azote et le phosphore mais également en emprisonnant beaucoup d'autres éléments polluants dans les boues et par les processus biologiques complexes du « complexe eau/plante ».

L'utilisation du système avec les plantes aquatiques est l'un des procédés pour le traitement et la réutilisation d'eau usée; il stabilise les déchets et enlève des nutriments. Les principaux mécanismes d'enlèvement sont la sédimentation physique et l'activité métabolique bactérienne, tout comme dans les systèmes intensifs par boues activées et filtres bactériens conventionnels (USEPA, 1991). L'assimilation des nutriments par les plantes et la récolte de ces dernières ensuite est un autre mécanisme d'enlèvement des polluants. Hormis les plantes traditionnelles telles que les roseaux, les joncs, les cannes et d'autres plantes aquatiques semblables généralement utilisés dans les marais construits, beaucoup d'autres plantes peuvent être employées pour le traitement des eaux usées. Non seulement ces plantes sont-elles employées pour la purification mais également pour leur production finale. Voici quelques exemples :

Des systèmes de traitement avec des jacinthes d'eau (crassipès d'Eichhornia) sont généralement connus dans les zones tropicales ; ils fonctionnent avec des taux de charge élevés et leur produit final peut être employé pour le paillis et les engrais organiques. Des pétioles séchées de jacinthe de l'eau peuvent être utilisés pour le tissage de paniers et de sacs (Polprasert, 1996).

Le lotus est une plante flottante fixée, qui est une culture importante et populaire, à haute valeur financière dans beaucoup de pays asiatiques. Le lotus a des usages multiples ; par exemple, les tiges et rhizomes sont consommés comme légumes frais; les graines comme dessert et en médecine ; les fleurs en tant qu'ornements religieux, et plusieurs parties en tant que matières premières pour les produits de beauté (Yi, Lin et Diana, 2002).

Hydrilla est une plante pérenne submergée utilisée pour les paillis, dans l'alimentation des animaux, et la décoration d'aquarium (Polprasert, 1996). Cette plante est tolérante à une large gamme de qualité d'eau et peut se développer sous de faibles intensités lumineuses. Des chercheurs ont rapportés que l'hydrilla et d'autres plantes submergées jouent un rôle majeur dans l'enlèvement et la fixation de l'azote et du phosphore dans les rivières (Vincent, 2001).

5.1.2 Description de la technique

"EPU" ...purification

La technique en elle-même est extrêmement simple et consiste à la mise en place de plantes dans des canaux (goulottes) sans sol (à racines nues). L'eau usée s'écoule dans les canaux entre le système racinaire des plantes (voir le Figure 5-1 et Figure 5-2).

FIGURE 5-1 : VUE D'ENSEMBRE DE L'ÉPUVALISATION

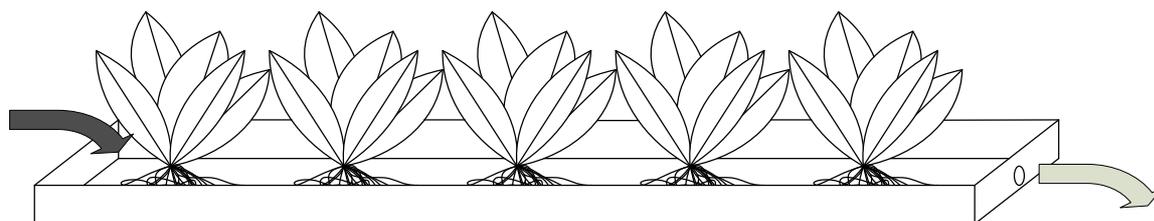
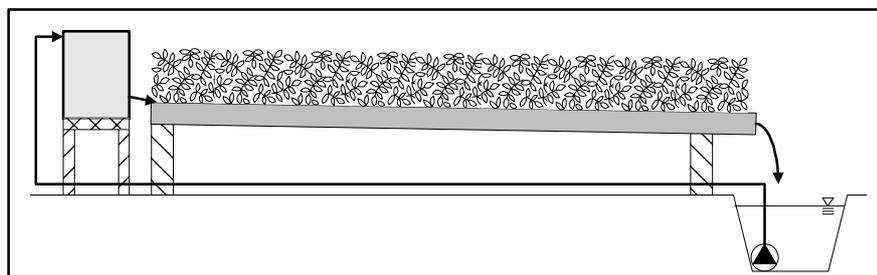


FIGURE 5-2 : ÉPUVALISATION AVEC RECIRCULATION (CIRCUIT FERMÉ)



La technique utilise initialement la technique du film nutritif, (NFT – Nutrient Film Technique), mais a été améliorée avec l'écoulement nutritif permanent (PNF – Permanent Nutrition Flow). Contrairement au film peu profond du NFT, il y a une quantité continue plus profonde et réglable d'eau dans le PNF.

Cette méthode est préférable pour plusieurs raisons :

- Lors d'interruption d'apport en eau, il y a la sécurité d'une profondeur adéquate de liquide dans les canaux qui assure que les plantes ne souffrent pas du manque d'eau ;
- Pour les eaux fortement polluées, le PNF favorise un contact plus grand et prolongé avec les racines des plantes sur lesquelles une flore microbienne abondante s'est développée. Ce filtre bactérien agit comme un lit vivant et prospère de bactéries.

Le liquide à traiter par épuvalisation est employé comme source nutritive exclusive et le système peut fonctionner comme un circuit ouvert ou fermé. Dans le circuit ouvert, le liquide à traiter s'écoule en un seul passage dans les goulottes ; ceci est généralement employé comme traitement tertiaire pour les effluents finaux des installations de traitement secondaires des eaux usées. La longueur des goulottes change selon la qualité d'eau usée et les objectifs du niveau de purification (habituellement entre 20 à 50 mètres). Le circuit fermé est plus approprié aux effluents fortement chargés et est généralement employé pour épurer, par atténuation, les liquides fortement pollués doivent souvent être dilués auparavant. Une goulotte courte de 10 à 15 m est dès lors assez longue pour réaliser le traitement.

L'épuvalisation fonctionne de trois manières principales :

1. Le système de racines agit en tant que filtre mécanique.
2. Le système de racines soutient une flore bactérienne abondante qui fonctionne comme filtre bactérien constamment croissant. Les racines sont couvertes dans une flore microbienne abondante, qui agit en tant que filtre vivant et prospère de bactéries. Toutes les surfaces des goulottes et des accessoires en contact avec le liquide sont également employées en tant que support de fixation pour les bactéries.
3. Le prélèvement par les plantes - s'ils sont des nutriments (les plantes prélèvent la matière minéralisée par les micro-organismes - nitrates, phosphates,...) ou tous autres composés considérés comme polluants (quand il y a surcharge de l'effluent ou des éléments toxiques comme des métaux lourds).

Il y a trois différences entre l'épuvalisation et les étangs de stabilisation (Henrard, 1994) :

1. Un temps de rétention très court du liquide dans les goulottes, qui n'excède pas habituellement 1 à 2 heures tandis que le temps de rétention dans des étangs de stabilisation se compte en semaines ;
2. N'exige pas beaucoup d'espace et peut être placé sous serre et être maintenu au-dessus de zéro par un chauffage léger. La technique peut être employée toute l'année dans des climats tempérés ou froids ; et
3. La croissance racinaire et l'accumulation des matières en suspension autour des racines mènent à l'envasement vers le haut des goulottes et entraînent des débordements. Les plantes doivent être remplacées après trois à quatre mois de croissance, selon la charge du liquide traitée.

Les espèces de plantes sont choisies à partir de critères spécifiques :

- Leur adaptation à la croissance hydroponique;
- L'enracinement doit se composer de racelles fines, avec un chevelu racinaire et sans racine pivot ; et
- Leur multiplication facile et rapide par ensemencement, propagation par des découpages, recépage, in vitro,... pour assurer le remplacement de plants.

Les plantes choisies pour assurer la purification optimale doivent être prédéveloppées. Dans les goulottes, il n'y a aucun substrat pour les soutenir et leur fixation si nécessaire, est généralement fournie par un grillage métallique. Les résultats d'épuration obtenus sont toujours positifs mais changent selon un certain nombre de facteurs :

- Fluctuations dans le degré de pollution du liquide à épurer;
- Le débit d'écoulement dans les goulottes;
- Le stade végétatif des plantes; et
- Le climat (température, intensité lumineuse,...).

La technique est utilisée pour:

Aspects Physico-chimiques : abattement d'azote et de phosphore - principales sources d'eutrophication des cours d'eau, solides en suspension, DCO, DBO₅, métaux lourds ;

Aspects Microbiologiques: la réduction de bactéries pathogène (coliformes fécaux, streptocoques, œufs d'helminthe) ;

Cas d'Application

- Traitement tertiaire complémentaire d'eau usée urbaine : une goulotte de 30 mètres (composé de 6 éléments de 5 mètres chacun) peut traiter, en moyenne, 500 litres par heure de liquide, ce qui représente un débit de 12 m³/jour ou 70 à 80 équivalent-habitant (norme du nord de l'Europe) employant le système comme traitement tertiaire des effluents domestiques ;
- Traitement de Lisier/Fumier;
- Traitement des lixiviats de décharges; et
- Traitement des margines (eaux usées des huileries de pressage des olives).

"VALISATION"...valorisation

Sans compter que sa capacité de « purification », le système peut également produire deux produits « valorisables » :

1. L'eau : le traitement complémentaire peut rendre l'eau appropriée pour l'usage non-restrictif en irrigation.
2. Les plantes:
 - Production de plantes à valeur ajoutée (ornementales, biomasse,...);
 - Production de graines; and
 - Fourrage animal et alimentation humaine dans des conditions précises et strictes concernant les composés toxiques, tels que les métaux lourds ou tout autre composé qui pourrait entrer dans la chaîne alimentaire

Matériaux

L'équipement nécessaire se compose des goulottes facilement transportables, qui sont légères et de largeur commode pour le bras de l'opérateur. Les types les plus communs sont faits de feuilles de métal enduits d'une couche époxy, qui est particulièrement résistant aux agents agressifs, moulée en U, 50 centimètres de large et 9 centimètres de profond, avec des renforts ondulés sur la longueur. La longueur standard de chaque élément est de 5 mètres. Placés successivement de bout en bout, les goulottes de n'importe quelle longueur peuvent être obtenues. Le liquide à traiter s'écoulements par gravité le long des goulottes contenant les plantes.

NB : en règle générale, la purification la plus élevée se produit dans les 20 premier m du canal. L'augmentation de la longueur à environ 50 m réduit plus de pollution. Cependant, une plus grande longueur pose des problèmes pour le terrain, qui doit nécessairement être en pente pour éviter de placer les éléments trop hauts et pour l'évapotranspiration excessive qui peut empêcher une quantité suffisante du liquide d'atteindre l'extrémité des goulottes.

Les Figure 5-3 et Figure 5-4 illustrent la simplicité et le caractère de l'épuvalisation.

FIGURE 5-3 : EPUVALISATION AVEC DES PLANTES ORNEMENTALES



FIGURE 5-4 : CANAUX D'EPUVALISATIONS



Performances de croissance

La manière dont les plantes croissent et se développent dans le système lors du fonctionnement est un bon indicateur de la prise de nutriments et aussi de l'efficacité de système (bien que non corrélé).

Sous des climats tempérés, le système de purification peut seulement être employé à l'extérieur à partir de mi-mai à fin octobre, en dehors de périodes de gel. Un système d'epuvalisation peut être employé tout au long de l'année s'il est placé sous une serre. Les espèces les plus efficaces utilisées jusqu'ici en epuvalisation sont : le céleri, le papyrus, le cresson, et l'iris. Ces quatre espèces donnent d'excellents résultats, mais leur capacité à retenir de la boue varie : l'iris accepte aisément de laisser couvrir ses racines de boues tandis que le cresson a une végétation bien meilleure quand le liquide n'a pas des quantités excessives de boues. Les performances très satisfaisantes du cresson et du céleri ont été confirmées par des observations faites pour les mêmes espèces en Belgique, France, et au Portugal (voir le tableau 5-1).

TABLEAU 5-1 : PERFORMANCE DE CROISSANCE ET CAPACITE DE PURIFICATION POUR DIFFERENTES ESPECES DE PLANTES

Espèces Performances	Croissance	Capacité épuratoires	Observations
Tabac	Mauvaise	Non mesurée	Bon développement végétatif, mais difficulté pour produire un tapis racinaire bien développé
Tomate	Moyenne	Moyenne	Dégénérescence racinaire après deux mois de croissance
Canna	Bonne	Moyenne	Croissance de plantes excessive due à la production abondante de pousses
Cresson	Bonne	Moyenne	Développement très bon, mais tendance d'accumuler de boues de l'effluent
Papyrus	Bonne	Bonne	Chevelu racinaire très dense et production abondante de pousses
Céleri	Bonne	Bonne	Tapis racinaire très dense, mais avec la tendance de pourriture à la base à la fin du cycle

En Belgique, le comportement et les performances de croissance de plusieurs plantes ornementales ont été évaluées (voir le tableau 5-2). Toute extrapolation de ces performances de croissance à n'importe quelle efficacité serait hasardeuse sans tests préalables ; mais on peut faire l'hypothèse qu'une plante montrant des taux de croissance élevés dans un système d'épuration à une efficacité épuratoire potentiellement bonne.

TABLEAU 5-2 : PERFORMANCES DE CROISSANCE DE DIFFERENTES ESPECES DE PLANTES ORNEMENTALES

Plantes	Performances de croissance*	Plantes	Performance de croissance*
<i>Physalis peruvianum</i>	100	<i>Lobelia cardinalis</i>	80
<i>Iresine sp.</i>	20	<i>Myosotis palustris</i>	100
<i>Impatiens sp.</i>	100	<i>Acorus gramineus</i>	10
<i>Ageratum mexicanum</i>	100	<i>Juncus sp.</i>	10
<i>Mimulus luteus or guttatus</i>	100	<i>Polygonum sp.</i>	20

* Performance de croissance des plantes dans un système d'épuration comparée à une croissance normale (dans le sol) en pourcentage de poids pondérés.

Il pourrait être utile, étant donné la diversité des caractéristiques de végétation, d'utiliser des séquences de différentes espèces pour améliorer l'efficacité globale. Par conséquent, les goulottes pourraient contenir des séries mono séquentielles d'une même espèce végétale ou pluri séquentielles avec différentes espèces placées en séquences consécutives.

Performances Physico-chimiques

Généralement, les abattements de polluants sont meilleurs dans le circuit fermé que dans le circuit ouvert. Étant donné que le temps de rétention de la solution à épurer est plus long dans des circuits fermés, le temps de contact de l'effluent avec les racines des plantes permet aux bactéries d'effectuer une nitrification plus complète et de réduire la DCO plus fortement (Xanthoulis, 1997).

La réduction de la pollution physico-chimique est évaluée en mesurant les matières en suspension, la DBO_5 , la DCO, les NO_3^- , l' NH_4^+ , les PO_4^{3-} . Ces abattements sont toujours importants, mais extrêmement variables, selon la qualité de l'effluent à traiter, et à un moindre degré, le débit utilisé. Les espèces utilisées doivent également être prises en considération, de même que l'utilisation appropriée de bassins intermédiaires de sédimentation placés entre les éléments de goulottes ou en aval de ces dernières.

Circuit ouvert

- *Eau usée domestique* ; les résultats dans le tableau 5-3 ont été réalisés avec des effluents à partir d'installations classiques d'épuration (utilisation en traitement tertiaire pour la Belgique et le Sénégal) et d'une lagune anaérobie (utilisation en traitement secondaire - au Maroc)

TABLEAU 5-3 : RESULTATS OBTENUS AVEC TREATMENT DE D'EFFLUENTS DOMESTIQUES VARIES

Paramètres	Belgique*		Sénégal en %	Maroc* en %
	en %	g/m.j **		
SS				> 60
COD	48.2	10.31	20-60	> 40
BOD_5	55.0		30-63	> 40
NH_4^+	36.6	1.27	25-40	> 60
NO_3^-	45.3	11.55	25-40	> 60
PO_4^{3-}	30.9	1.71	50-85	

* moyenne

** résultats en g. extrait par mètre de canal et par jour

Note : les résultats sont exprimés en grammes d'élément enlevés par mètre de goulottes et par jour (g/m.j), ce qui est utile pour la conception des équipements d'épuration dans les situations similaires.

Les expériences prouvent également que la majeure partie de l'épuration est réalisée dans les 20 à 30 premiers mètres de goulottes. Les résultats du tableau 5-4 ont été réalisés dans les 20 premiers m d'une goulotte de 40 m de long, en pourcentage de l'efficacité globale de purification (après 40 m).

TABLEAU 5-4 : RESULTATS REALISES DANS LES 20 PREMIERS METRES D'UN CANAL D'ÉPUVALISATION DE 40 M

	PNF goulotte	NFT goulotte
DCO	89% ¹	83%
NH ₄ ⁺	79%	76%
NO ₃ ⁻	82%	78%
PO ₄ ³⁻	72%	69%

PNF: Écoulement nutritif permanent – Permanent Nutrient Flow (profondeur du liquide : quelque centimètre)

NFT: Technique du film nutritif - Nutrient Film Technique (profondeur liquide : quelques millimètres)

¹: 89% de l'abattement en DCO a été réalisé après 20m dans une goulotte de 40m.

- *Les lixiviats de décharges* ; cette technique a également été testée pour des lixiviats de décharge municipale, fortement chargés avec des produits organiques et des matières minérales, en tant que traitement tertiaire après un traitement d'épuration secondaire par boues activées (voir le tableau 5-5)

TABLEAU 5-5 : RESULTATS OBTENUS POUR DIFFERENTES PLANTES SUR LES LIXIVIATS DE DECHARGE MUNICIPALE

Plantes	N-NH4 g/m.j**	N-NO3 g/m.j **	P-PO4 g/m.j **
Céleri	1,357	43,648	0,230
Roseaux	0,883	23,600	0,148
Jonc	0,765	16,674	0,148

** résultats en g. enlevés par mètre de goulotte et par jour

Circuit fermé

Quand l'effluent à « épuvaliser » est plus fortement chargé qu'une eau usée domestique d'un traitement secondaire, il est recommandé de passer d'un circuit ouvert à un circuit fermé.

- *Fumier/lisier* : les temps de rétention varient (selon différents tests) entre 1 et 7 jours pour le traitement de lisier de bovin dilué et prétraité en Belgique et des fumiers porcins au Portugal (voir le tableau 5-6).

TABLEAU 5-6 : TRAITEMENT DE FUMIER BOVIN DILUE (BELGIQUE) AND FUMIER PORCIN (PORTUGAL)

Paramètres	Belgique (en %) *	Portugal (en %)
DCO	64,8	de 35,9 à 95,3
NH ₄ ⁺	74,3	de 33,7 à 98,7
NO ₃ ⁻	88,7	
N _{total}		de 33,9 à 92,1
PO ₄ ³⁻	66,2	

* valeurs moyennes

Logiquement, les résultats montrent une meilleure efficacité que dans les circuits ouverts, mais les circuits fermés ne peuvent traiter seulement que de faibles volumes d'effluent, injectés par bâchées. Le volume des effluents qui peut être délivré varie selon la taille des équipements, de plusieurs centaines litres à maximum un mètre cube. Le fonctionnement d'un circuit fermé est plus exigeant en termes de travail et présence ouvrière puisque le volume d'effluent doit être changé fréquemment, selon la charge, tous les 2-3 à 7 jours.

Métaux lourds

La considération des métaux lourds est importante pour l'epuvalisation puisqu'ils peuvent intégrer la chaîne trophique et contaminer chaque niveau de cette chaîne à finalité humaine. La plupart des plantes généralement utilisées en epuvalisation sont des préleveurs potentiels de ces éléments et peuvent les stocker. Etant donné qu'une partie de l'intérêt pour l'epuvalisation est la valeur supplémentaire apportée par la valorisation des plantes elles-mêmes (voir 2.2. Les manières de Valorisation), ceci peut - dans certains cas - représenter un facteur limitant à une valorisation de ces plantes «non-alimentaire ». Quoiqu'il en soit, même si la question de métaux lourds doit être prise sérieusement en compte, les décideurs doivent également considérer l'epuvalisation puisque la technique s'avère efficace pour l'enlèvement de ces éléments toxiques hors de la solution aqueuse.

Le tableau 5-7 montre les résultats obtenus en Belgique, dans un **circuit ouvert** avec une goulotte de 23 m de long, alimentée par un distributeur utilisé comme premier réservoir de sédimentation suivi d'un second. Les résultats sont exprimés en pourcentage de métaux lourds enlevés de l'eau.

TABLEAU 5-7 : ENLEVEMENT DES METRAUX LOURDS POUR UNE GOULOTTE DE 23 M DE LONG EN CIRCUIT OUVERT EN BELGIQUE

Elément	Plantes et goulottes			Matériel supplémentaire	
	Filtration racinaire (% enlevé)	Absorption par les racines (% enlevé)	Absorption de la partie aérienne (% enlevé)	Réservoir de répartition (% enlevé)	Réservoir de sédimentation (% enlevé)
t	53	4	3	27	13
Cr	62	1,2	0,8	23	13
Ni	62,6	1,4	1	22	13
Cu	65,5	0,9	0,9	19	14
Cd	45	15	10	20	10
Pb	63,3	0,7	0,5	22,2	13,3
Tous les métaux lourds	58.6	3.8	2.7	22.2	12.7

65%

35%

Les réservoirs de sédimentation et de répartition arrêtent 35% des métaux lourds emprisonnés dans la boue sédimentaire. De même, 58,6% des métaux lourds sont emprisonnés dans la boue bloquée par le système sous l'action du chevelu racinaire des plantes. Seulement 6,5% (3,8 racines de + 2,7 partie aérienne) sont prélevés par les plantes. Les expériences démontrent la prépondérance de l'abattement des métaux lourds par fixation et déposition dans les sédiments comparés à la quantité prélevée par les plantes. Le plus haut taux d'abattement observé est de 99,8 % pour le Cd et le Pb. Au **Portugal**, d'autres essais obtenus sur un **circuit fermé** montrent l'efficacité épuratoire de ce système.

Les résultats dans le tableau 5-8 sont exprimés en pourcentage de métaux lourds éliminés. Ces expériences montrent également que la plupart des métaux lourds sont emprisonnés dans la boue et que la quantité des métaux lourds prise par les plantes n'excède pas 10%.

TABLEAU 5-8 : RESULTATS D'ESSAIS POUR L'ENLEVEMENT DE CD ET DE PB AU PORTUGAL (EN CIRCUIT FERME)

Éléments	tests			
	1	2	3	4
Cd	100,0	99,8	85,7	-
Pb	99,8	99,8	-	78,4

Microbiologique

Les pathogènes sont très importants quand on envisage l'opportunité de réutiliser les eaux usées traitées en agriculture ou tout autre usage sensible. Le Tableau 5-9 présente les résultats d'épuration microbienne dans des circuits ouverts avec des effluents d'installations classiques de traitement d'épuration (l'épuvalisation est utilisée en tant que traitement tertiaire) et d'une lagune aérobie (l'épuvalisation est utilisée en tant que traitement secondaire). La majeure partie du temps, l'épuration microbiologique est près des normes d'eaux de baignade et atteint celles exigées pour l'irrigation fertilisante, ce qui rend le besoin la chloration des effluents de sortie non nécessaire.

TABLEAU 5-9 : PURIFICATION MICROBIENNE – EFFICIENCE D'ENLEVEMENT POUR LES BACTERIES FECAUX

Paramètres	Belgique* (en %)	Sénégal (en %)	Maroc (en %)*
Coliformes fécaux	84,3	80-100% ^(**)	> 90 %
Coliformes totaux	79,3	80-100% ^(**)	> 90 %
Streptocoques fécaux	88,8	80-100% ^(**)	> 90 %

* moyenne

^(**) non détecté

Note : les essais faits sur les plantes et les fruits produits par épuvalisation montrent qu'il n'y a aucune contamination des fruits et de la partie aérienne des plantes tant qu'il n'y a aucun contact entre l'effluent et la partie concernée de la plante.

5.1.3 Cas d'application et type de traitements

Traitement tertiaire; l'épuvalisation peut affiner l'épuration des effluents d'installations urbaines de traitement par diminution de l'azote et du phosphore qui contribuent à l'eutrophication des eaux de surface. L'épuvalisation peut également enlever des métaux lourds et des micro-organismes en produisant un effluent de grande qualité conforme aux normes des eaux de baignade, d'irrigation, ou d'eau potable. Un seul passage dans un circuit ouvert est suffisant, à moins que le système ne soit pas assez long ou que l'effluent contienne trop d'azote d'ammoniacal.

Traitement secondaire; le traitement secondaire des effluents d'une petite communauté est possible si l'écoulement d'eau usée assure un approvisionnement constant et suffisant pour une goulotte simple (de 4 à 10 m³/j). Pour ce type d'application, les prétraitements comprenant l'enlèvement des huiles et de graisses, la filtration et le dessablage sont essentiels et peuvent s'avérer onéreux.

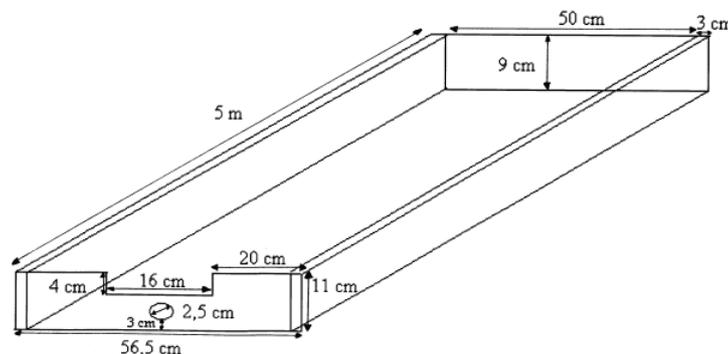
5.1.4 Dimensionnement

Actuellement, il n'y a aucun modèle mathématique pour concevoir et dimensionner un système d'epuvalisation considérant tous les paramètres essentiels : les charges organiques et hydrauliques, l'évapotranspiration, l'insolation reçue, le débit, le type d'eaux à traiter, etc. Généralement, les goulottes sont dimensionnées et conçues selon la superficie de terrain disponibilité.

Valeurs guides

Les goulottes ont une longueur de 30 à 50 m (faites d'une série de 6 à 10 éléments de 5 m chacun), une largeur de 50 centimètres, et d'une profondeur de 9 centimètres (voir la Figure 5-5). Une goutte peut traiter 4 à 10 m³ d'eau usée faiblement chargée par jour. Le nombre de goulottes dépend principalement de la qualité et du type de polluants présents dans les eaux à traiter et du débit utilisé. Le système d'epuvalisation fonctionne par écoulement gravitaire et exige une pente d'au moins 2 à 3%. La densité de plantes change selon les espèces utilisées ; 21 plants/m² sont utilisés pour le céleri, et 14 plantes /m² pour les tomates.

FIGURE 5-5 : DIMENSIONNEMENT D'UNE GOULOTTE D'EPUVALISATION



Epaisseur du métal utilisé : 1.5 mm

5.1.5 Fonctionnement et maintenance

La régulation de l'effluent d'entrée : le débit de l'effluent d'entrée dans la goutte est choisi selon le stade de développement végétatif des plantes. L'écoulement doit être adapté et ajusté. Par exemple, quand de jeunes plantes sont placées dans la goutte, le débit doit être réduit afin de s'assurer que des plantes ne sont pas balayées et emportées par le courant; le débit est ensuite progressivement augmenté.

Les analyses de contrôle : le débit, la DBO, la DCO, les solides en suspension, l'ammoniaque, les nitrates, le phosphore, et les coliformes fécaux doivent être régulièrement analysés pour suivre l'évolution de l'efficacité épuratoire et de la conformité avec les normes standards. Le débit doit être suivi, de même que le bon développement de la croissance racinaire, et l'accumulation des matières en suspension autour des racines qui mène à l'envasement des goulottes et au débordement. La fréquence d'analyse de contrôle change selon les pays et doit se conformer aux normes locales.

Le changement des plantes; généralement, les plantes doivent être changées tous les trois mois; selon le type de plantes, la fréquence de remplacement peut changer. Pour éviter de laisser une goulotte entière totalement hors d'usage pendant la période du changement et le début de la croissance des nouvelles plantes, les plantes sont changées en alternance, éléments par éléments de 5 m.

5.1.6 Conclusion et illustration

L'épuvalisation a été affinée sur un certain nombre d'années par de nombreuses expériences en circuits fermés et ouverts et a évolué en choisissant les meilleures espèces pour assurer les taux épuratoires les plus élevés. Les résultats démontrent que clairement que le système utilisé en tant que traitement tertiaire mène à des réductions physico-chimiques et microbiologiques substantielles. Avec cette technique, les effluents traités répondent aux normes pour le rejet en eau de surface et aux standards de qualité pour l'eau d'irrigation non restrictive.

La technique d'épuration et la taille du système doivent être adaptées à la qualité de l'effluent et de l'espace disponibles. En effet, les essais dans des circuits ouverts ont permis de caractériser les abattements par mètre de goulottes et par jour; et dans des circuits fermés, de déterminer les temps de rétention des effluents dans les goulottes pour atteindre des abattements donnés. Ces résultats peuvent être employés pour établir un système d'épuration. Le choix de la technique en circuits ouverts ou fermés dépend de l'espace disponible, mais également de la qualité de l'effluent à traiter. Bien qu'un circuit fermé soit une très bonne alternative si l'espace disponible est limité, mais il exige une installation techniquement plus lourde et plus complexe. En outre, ce type d'opération semble mieux convenir à l'épuration de plus petites quantités d'effluent présentant une charge plus élevée en agents polluant.

Les principaux inconvénients sont la nécessité de remplacer régulièrement les plantes, l'énergie nécessaire au fonctionnement des pompes pour la recirculation dans les circuits fermés et le prix d'une serre si le système d'épuvalisation est employé sous des climats tempérés.

Dans le contexte actuel de la recherche concernant l'amélioration de l'environnement associé aux problèmes des coûts de traitement d'épuration des eaux usées et de la disponibilité de l'eau dans la plupart des pays en développement et/ou émergents, l'épuvalisation est une bonne alternative pour

les petites communautés. En effet, la technique est facile à employer, flexible, à faibles coûts, et a montré une efficacité épuratoire élevée.

5.1.7 Références

EPA, 1991. *Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment*. U.S. Government Printing Office.

HENRARD, G., 1994. *Epuration par épuration*. Ateliers de l'Eau, Cebedoc édition, 247-225.

POLPRASERT, C., 1996. *Organic Waste Recycling: Technology and Management*. 2nd ed., John Wiley & Sons, Chichester.

VINCENT, W.J., 2001. *Nutrient partitioning in the upper Canning River, Western Australia, and implications for the control of cyanobacterial blooms using salinity*. J. Eco. Eng., 16: 359-371.

XANTHOULIS, D., 1997. *Epuration et valorisation des eaux usées par épuration*. Rapport de synthèse, projet STD3, DGXII.

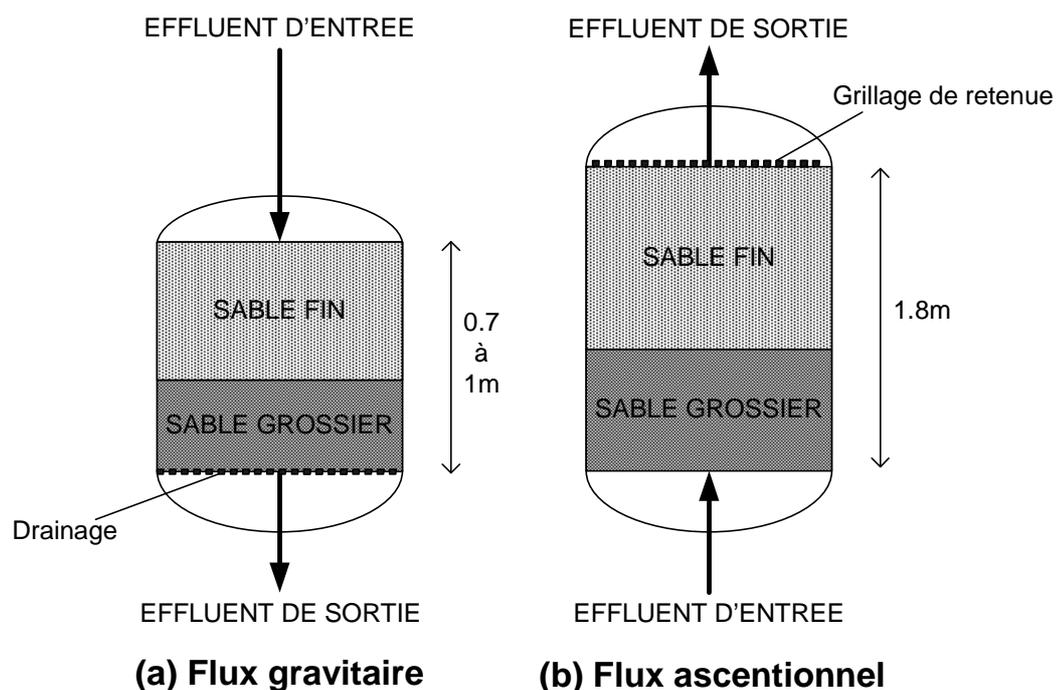
5.2 Les filtres à sables rapides pour les traitements complémentaires

Parfois, les stations de traitements des eaux usées n'atteignent pas les normes locales de rejet. Des stations utilisent alors les filtres à sable comme techniques de polissage pour accroître l'épuration des matières en suspension et de la DBO. Prenons par exemple le cas des stations de traitement par lagunage ; ces dernières ne sont pas très efficaces à fournir un effluent de sortie avec des faibles concentrations de matières en suspension, car leurs effluents sont généralement chargés d'algues. Les filtres à sables rapides peuvent alors améliorer la qualité des effluents des stations de lagunage (Crites and Tchobanoglous, 1998). Retirer les algues est un défi considérable pour l'amélioration de la qualité des effluents car les algues ont tendance à colmater tous les systèmes de filtration traditionnels. Middelbrooks et al. (2005) suggèrent également les filtres à sable lents pour remédier à ce problème algal (voir le chapitre 4.3. Filtres à sable intermittents)

5.2.1 Les types de filtres à sable rapides

Il existe deux types principaux de filtres à sable rapides (voir Figure 5-6): les systèmes à flux gravitaire et à flux ascensionnel. La filtration dans un filtre gravitaire s'opère par un sable fin suivi d'un sable grossier. La profondeur du filtre à sable est généralement de 0,7 à 1 m. Les systèmes ascensionnels ont été utilisés dans un premier temps en Europe pour obtenir des filtrations poussées. La filtration s'opère par un sable grossier suivi d'un sable fin, une pompe est nécessaire pour contrecarrer la pression hydrostatique et les pertes en eau. Afin d'empêcher la fluidisation du lit, une grille de retenue est placée au-dessus du lit. La profondeur de ces filtres est généralement de 1,8 m.

FIGURE 5-6 : PRINCIPAUX TYPES DE FILTRES A SABLE RAPIDES



5.2.2 Dimensionnement

Taille des particules

Pour les filtrations rapides, la taille des particules moyennes varie de 0,6 à 2 mm (parfois 3 mm). Pour les filtrations lentes, voir le chapitre 4.3. relatif aux filtres à sables intermittents.

Le taux de charge hydraulique (HLR - Hydraulic loading rate)

La qualité des performances est directement liée à charge hydraulique appliquée. Une augmentation de la charge réduit l'épuration des matières solides en suspension et accélère le colmatage. Si le filtre à sable est destiné à améliorer la qualité d'un effluent provenant d'une unité de traitement biologique de faible rendement (produisant peu de floccs de boue et des grandes concentrations de solides en suspension), sa qualité va diminuer à un taux supérieur à 12 m³/m².h (EPA, 1975). Pour une épuration efficace d'algues, les filtres à sable rapides requièrent des charges hydrauliques typiquement de moins de 5 m³/m².h (Crites and Tchobanoglous, 1998). Les filtres à sable lents nécessitent une charge hydraulique inférieure à 0,03 m³/m².h pour éviter leur colmatage (Middelbrooks et al. 2005).

Superficie nécessaire

$$A = \frac{Q}{HLR} \quad (\text{E. 82})$$

Où:

- A = Aire du filtre à sable [m²]
- Q = débit d'entrée [m³/h]
- HLR = Taux de charge hydraulique [m³/m².h]

Temps de fonctionnement

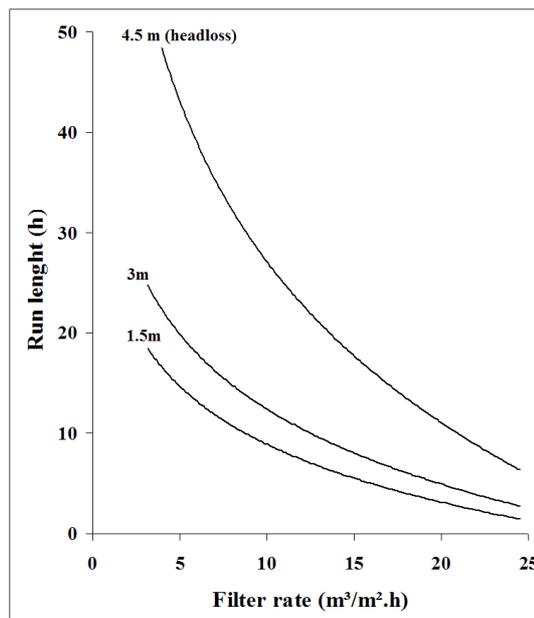
Le temps de fonctionnement d'un filtre dépend du taux de filtration, de la teneur en matières en suspension, de la taille du substrat, de la perte de charge et de la qualité de l'effluent de sortie désiré (EPA, 1977). Dès que le filtre à sable est dimensionné et installé, le taux de filtration et les pertes de charges déterminent sa durée de fonctionnement. Habituellement, le temps de fonctionnement s'achève lorsque la perte de charge atteint une valeur prédéterminée (voir Figure 5-7). Pour les filtres gravitaires, la valeur de dimensionnement acceptable pour la perte de charge est de 1,8 à 3 m. Les filtres pressurisés utilisent généralement des valeurs supérieures de perte de charge. La perte de charge n'est pas un facteur très déterminant lorsque le sable grossier est utilisé comme seul substrat filtrant. Les matières en suspension doivent être contrôlées et des concentrations importantes de matières solides indiquent que le cycle de fonctionnement doit être arrêté (EPA, 1977). Dans la pratique, des stations pilotes indiquent l'accroissement de la perte de charge avec le temps en fonction

de différents taux de filtration et pour des concentrations de solides en suspension variées (EPA, 1975).

5.2.3 Le nettoyage

Les filtres à sable ont tendance à se colmater rapidement à cause des grandes quantités de matières en suspension et de la présence de floccs organiques. Les filtres à sable rapides sont habituellement nettoyés par un flux vertical d'eau de bas en haut, qui fluidifie le lit. Ces nettoyages se déroulent entre deux cycles de filtration et sont les « lavages à contre-courant ». Si le filtre à sable reçoit de fortes charges en particules solides, qui collent au substrat du filtre, d'autres méthodes auxiliaires et systèmes de nettoyage à grande eau peuvent être appliqués pour l'obtention d'un bon nettoyage. L'une de ces méthodes par exemple, est d'appliquer, avant le lavage à contre-courant, un mélange d'air et d'eau à une vitesse supérieure à la fluidisation suivi d'une phase de nettoyage à l'air uniquement (EPA, 1977).

FIGURE 5-7 : DUREE DE FONCTIONNEMENT (RUN LENGHT (H)) SELON DIFFERENTES PERTES DE CHARGE FINALES (HEADLOSS (M)) ET TAUX DE CHARGE HYDRAULIQUE (FILTER RATE (M³/M².H))



Source: adapté de EPA, 1975

5.2.4 Performances générales

Un filtre à sable, composé de particules de 1 à 3 mm et d'une charge hydraulique de 2,5 à 8 m³/m².h, peut réduire les solides en suspension de 50 à 75 % (voir Tableau 5-1010). Selon Middlebrooks et al. (2005), les filtres à sable ont montré de faibles performances pour épurer les algues à la suite de station par bassins de stabilisation ; l'épuration est améliorée par l'ajout de réactifs chimiques avant la filtration ou en prétraitant les eaux par coagulation et floculation. Les performances des filtres à sable rapides pour l'épuration des

algues dépendent du niveau de prétraitement, de la charge hydraulique, de la période de l'année, de la distribution granulométrique du sable, de la taille et de la nature des algues, mais aussi de la quantité de coagulant utilisé. L'efficacité épuratoire varie de moins de 20 % à plus de 70% (Crites and Tchobanoglous, 1998). Sans coagulation, les algues sont trop petites et n'ont pas une affinité avec le sable suffisante que pour être retenues efficacement dans les filtres à sable par filtration directe.

TABLEAU 5-10 : RESULTATS DE FILTRATION D'EFFLUENTS DE TRAITEMENTS BIOLOGIQUES SECONDAIRES

Type de filtre Source d'effluent d'entrée		Caractéristiques du lit			HLR (m ³ /m ² .h)	MES		
		Substrat	Taille (mm)	Prof. (m)		Entrée (mg/L)	Sortie (mg/L)	Abattement (%)
Ascensionnel pressurisé	Boues activées	Sable	1-2	1.5	8	17	7	60
Flux gravitaire	Boues activées	Sable	0.5- 2.5	-	2.9-5.9	12	5	58
Flux gravitaire	Lit bactérien	Sable	1.1	-	2.5-7.3	20	5	75
Flux gravitaire	Lit bactérien	Sable	1.5-3	-	3.9-7.8	21	5	75
Ascensionnel	Lit bactérien + injection d'alun	Sable	-	-	7.3	40	21	48

Source: adapted from EPA, 1975

5.2.5 Bibliographie

CRITES, R., and TCHOBANOGLIOUS, G., 1998. *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. 4th edition, McGraw-Hill, New York, N.Y. 1064 p.

EPA, 1975. *Process Design Manual For Suspended Solids Removal*. EPA-625/1-75-003a. Ohio, Cincinnati. U.S. EPA, Office of Technology and Transfer.

EPA, 1977. *Process Design Manual Wastewater treatment facilities for sewerred small communities*. EPA-625/1-77-009. Ohio, Cincinnati. U.S. EPA, Office of Technology and Transfer.

MIDDLEBROOKS, J., ADAMS, D., BILBY, S., and SHILTON, A., 2005. *Solids removal and other upgrading techniques*. In: A. SHILTON (Ed.): 218-249. *Pond Treatment Technology*. London : IWA Publishing.

6. L'ÉPURATION INDIVIDUELLE – LES FILIÈRES DE TRAITEMENT

6.1 Description

L'assainissement sur site est souvent (et devrait être) la première option d'épuration. De tels systèmes ont des avantages très distincts, car ce sont des systèmes individuels qui rejettent les matières fécales sur de grandes superficies, contrairement aux systèmes conventionnels. Un des désavantages des installations centralisées est que quand elles fonctionnent mal, les problèmes résultants peuvent être très importants. Au point de vue santé, il n'y a pas beaucoup de différences entre les différentes options (que ce soit sur site (individuel) ou hors site (collectif)) tout au moins quand elles fonctionnent correctement.

Le choix est largement question de commodité; un système hors site qui permet aux propriétaires de se débarrasser de leurs eaux usées en dehors de leurs propriétés est plus commode. Un assainissement hors site est habituellement beaucoup plus cher que les systèmes sur site. Il y a cependant des exemples où l'assainissement hors site est nécessaire lorsque le sol ou l'habitat ne convient pas ou lorsqu'il y a un engagement de la communauté vis-à-vis d'un traitement hors site. Il y a aussi un certain prestige de se connecter à un système hors site ; la pression de membres de la famille, de voisins, est souvent aussi une force persuasive. Lorsque l'option d'un système hors site est choisie, il faut évidemment placer des égouts.

L'eau assure la dispersion, la dilution et le transport des matières fécales dans les égouts. Habituellement, les toilettes sont nettoyées avec de l'eau potable domestique et plus de 40% de l'eau consommée par le ménage est utilisée à cette fin. Quelques pays utilisent deux systèmes d'approvisionnement en eau et de l'eau non potable (eau naturelle, de mer) est utilisée pour les toilettes, mais ces systèmes demandent plus d'infrastructures et sont plus onéreux. En conséquence, la plupart des égouts sont de grands consommateurs d'eau potable précieuse, ce qui n'est pas adéquat dans les zones arides et semi-arides.

Aujourd'hui, dans plusieurs pays, des systèmes Eco-San (Ecological Sanitation) sont de plus utilisés; ces systèmes offrent en effet pas mal d'avantages en résolvant les problèmes liés à la protection de l'environnement et du développement durable.

6.1.1 Définition

Un système de traitement/rejet sur site est le moyen par lequel une maison individuelle ou un groupe des maisons assainit ou se débarrasse des eaux usées. Ceci est habituellement appelé système septique.

Un système conventionnel consiste en une fosse septique en prétraitement et un champ drainant pour rejeter les eaux usées. Chaque système, toutefois, doit être configuré selon les conditions spécifiques du terrain pour assurer un traitement correct. Au Vietnam ou dans les pays en développement, il y a généralement d'autres sortes de 'fosses septiques', tel que les latrines à fosse (*Pit latrine*), les fosses améliorées ventilées (*Ventilated Improved Pit (VIP)*), les latrines à

double voûte (*Double Vault Latrine*) et les fosses doubles améliorées et ventilées (*Ventilated Improved Double Pit (VIDP)*) (voir Tableau 6-1).

En traitement biologique de moins de 15 m³ d'eaux usées par jour, on peut utiliser en aval de la fosse septique :

- Des tranchées d'infiltration et des lits de filtration souterrains;
- Des marais ou marais reconstitués (filtres plantés);
- Des lits de filtration sur sable;
- Des bassins ou canaux d'oxydation;
- La Biofiltration et
- Des trous ou puits d'infiltration (pour moins d'un m³ d'eaux usées par jour).
-

TABLEAU 6-1 : TYPES DE LATRINES POUR LES OPTIONS SUR SITES AU VIETNAM

Types	Nom	Conditions d'application	Remarques
Latrines sèches	<i>Latrine à fosse et à seau</i>	Utilisée en montagnes, zones d'altitude où il y a un manque d'eau et un niveau bas de la nappe phréatique	Inutilisé dans les zones sujettes aux inondations ou près des sources d'eau
	<i>Fosses et latrines améliorées ventilées (VIP)</i>	Appropriée pour les habitations en zones d'altitude avec un manque d'eau et de faibles revenus	Utilisées dans les petites écoles en zones d'altitude
	<i>Latrine simple</i>	Utilisée pour les habitations avec petits terrains, manque d'eau ou haut niveau de la nappe phréatique	Il est recommandé d'installer un tuyau de ventilation
	<i>Fosses doubles améliorées et ventilées (VIDP)</i>	Utilisée dans les zones résidentielles avec besoins de fertilisants pour les plantations ou l'agriculture	Utilisée en commun pour des groupes de maisons
Latrines humides	<i>Sulab</i>	Utilisé en zones avec sol perméable, peu de population, sans risque de pollution d'eaux souterraines, hauts revenus ou haut niveau de vie, sans besoin de fertilisant	Peut être utilisé dans les petites cliniques ou les écoles situées dans des zones riches en eau.
	<i>Fosse septique sans filtre</i>	Utilisée dans les zones avec ressources en eau et hauts revenus (zones urbaines)	L'eau sortant de la fosse septique peut être déversée dans des tranchées avec graviers ou bassins ou combiné à l'égout
	<i>Fosse septique avec filtre aérobie ou anaérobie</i>	Utilisée en zones avec ressources en eau, hauts revenus et suffisamment d'espace, bonnes conditions de gestion.	
	<i>Digestion anaérobie</i>	Utilisée dans les zones à hauts revenus et d'élevage	

6.1.2 Procédés secs (latrine à fosse, VIP ou VIDP)

Latrine à fosse

Jusque la fin du 19^{ème} siècle, les zones urbaines de pays en développement utilisaient des latrines à fosse. L'eau venait d'eaux de surface ou de puits et le risque de pollution était réel. Les latrines à fosse ou à trou étaient le système le plus simple de latrines sèches avec section circulaire ou carrée. Les fèces sont stockées dans l'excavation qui est renforcée par des bambous ou des bois lorsque le sol est meuble. La partie aérienne, avec plancher fiable, cache convenablement l'excavation; le trou de la toilette possède un couvercle.

Le pourtour de la latrine est fermé à l'aide de simples matériaux (sans construction en dur) ; il est mieux de prévoir un toit, sans que cela ne soit obligatoire. Après avoir utilisé la toilette, les utilisateurs versent des cendres et de la terre pour couvrir les fèces. Il est nécessaire de creuser une autre fosse (ou trou) et de déplacer la partie aérienne lorsque la fosse est pleine.

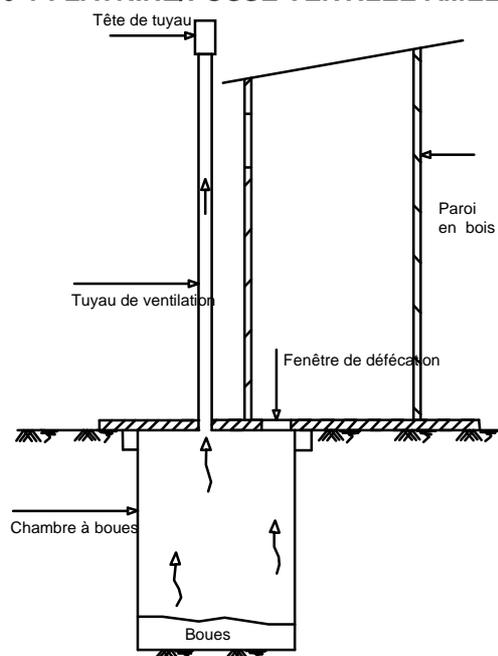
Latrine/ fosse améliorée ventilée (VIP)

(voir Figure 6-1 :)

Le premier changement significatif dans l'assainissement urbain dans les pays en développement vient du début du 20^{ème} siècle avec l'introduction du système de latrines à seaux. Dans les années 1960-1970, la pollution de l'eau et l'hygiène étaient depuis peu des problèmes majeurs dans les zones urbaines. C'est alors que les systèmes VIP, les latrines à double voûte et les VIDP furent introduits.

La latrine reprise à la Figure 6-1 : est une latrine améliorée à fosse sèche (trou sec). C'est une simple excavation à la surface du sol, avec l'ajout d'un tuyau de ventilation pour réduire les mauvaises odeurs, améliorer l'évaporation et réduire les insectes.

FIGURE 6-1 : LATRINE/FOSSE VENTILEE AMELIOREE (VIP)



Fosse améliorée ventilée avec séparation des urines

(voir

Figure 6-2)

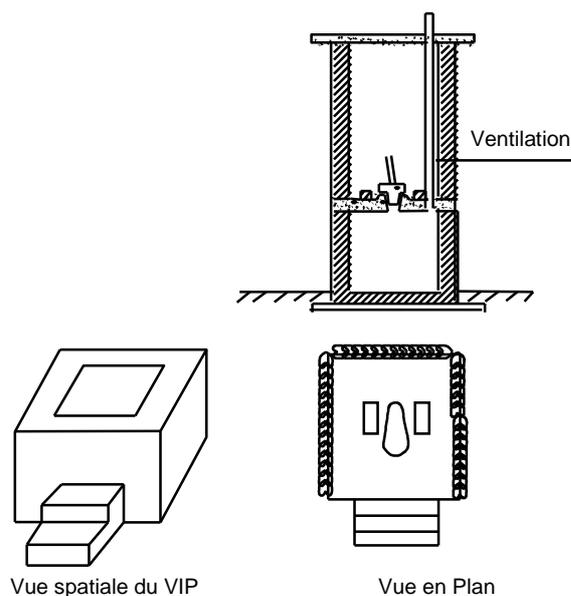
Un type de VIP est la toilette avec séparation des urines, dans laquelle les urines sont collectées séparément et stockées durant environ une demi-année avec d'être réutilisée en agriculture.

Fosse double ventilée améliorée (VIDP)

(voir Figure 6-3 :)

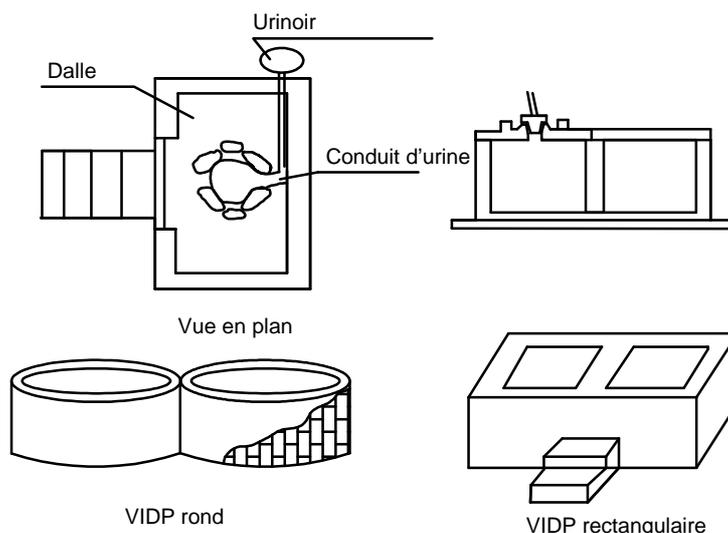
Le VIDP est semblable au VIP mais avec deux chambres séparées. Lorsqu'une chambre est utilisée, l'autre, remplie auparavant, est utilisée pour fermenter ou composter les fèces. Pour rester dans de bonnes conditions de travail, la chambre doit rester sèche et sans insecte. La latrine VIDP est un type spécial de latrine sèche qui permet à la fois d'utiliser sur un même site la toilette et de composter les fèces. Ce type de latrine utilise chaque chambre l'une après l'autre. Quand la 1^{ère} chambre est emplie, ses fèces sont compostées durant 6 mois avant d'être utilisées comme fertilisant.

FIGURE 6-2 : FOSSE AMELIOREE VENTILEE (VIP)



Toilette surélevée avec séparation d'urine (Vietnam)

FIGURE 6-3 : FOSSE DOUBLE AMELIOREE VENTILEE (VIDP)



6.1.3 Procédés 'humides'

Sulab

(Voir Figure 6-4)

C'est le type le plus simple de latrine humide ('sulab' en hindi) utilisée au début en Inde. Les utilisateurs nettoient les toilettes à la main, les fèces sont stockées dans une fosse et le liquide provenant de la fosse vont directement dans le sol. La fosse est creusée dans le sol maintenue par des parois (en bambous ou bois), est couverte d'un couvercle étanche et d'un tuyau de ventilation. Les parois et le fond ne sont pas fermés et laissent l'eau couler dans le sol.

La partie aérienne de tous les sulabs ont la même structure: une plate-forme pour s'asseoir et un siphon (dans le sol en béton) conduisent les fèces dans la fosse de stockage. La partie aérienne peut être installée verticalement sur la fosse de stockage. Après utilisation la toilette est nettoyée à l'eau, les fèces restent dans la fosse et le liquide percolent progressivement dans le sol.

Fosse septique sans filtre

Fosse septique traditionnelle

Ce type de latrine utilise de l'eau pour nettoyer la toilette. Les micro-organismes traitent l'eau dans la fosse de stockage. La boue est stockée et fermentée dans la fosse, le liquide passe à travers la chambre et ressortent. C'est en fait une fosse semi-septique car le procédé n'est pas complet; il ne fait que garder, fermenter et désintégrer les boues/sédiments qui ne dissolvent pas et se déposent facilement. Le stockage des boues est souterrain et comporte deux à trois chambres communicantes, avec des parois verticales et horizontales pour garder le liquide dans la fosse et prévenir les fuites dans le sol. Un tuyau de ventilation est situé sur

le toit de la toilette. La partie contenant les boues/sédiments est faite de briques, de pierres, en béton ou en matériaux plastiques.

Après utilisation, la toilette est nettoyée avec de l'eau, les fèces restent dans la fosse de stockage et la fermentation et la désintégration des boues/sédiments se déroulent simultanément. Le liquide passe progressivement d'une chambre à l'autre et sort vers la chambre d'infiltration ('puits perdant'). S'il n'y a pas de chambre d'infiltration après la fosse septique, le liquide sera déversé dans des tranchées d'infiltration ou dans l'égout (voir Figure 6-5 b et Figure 6-5 c).

La fosse septique à double étage

Les fosses septiques à double étage sont des fosses assemblées Imhof (nom de l'inventeur allemand), plus petites en taille; elles empêchent les bulles de gaz d'entrer en contact avec les boues en cours de décantation, ce qui augmente la qualité de l'effluent de ces fosses. Les **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, Figure 6-7 : et Figure 6-8 : montrent trois types de fosses septiques à double étage.

FIGURE 6-4 : COMPOSANTS DU SULAB

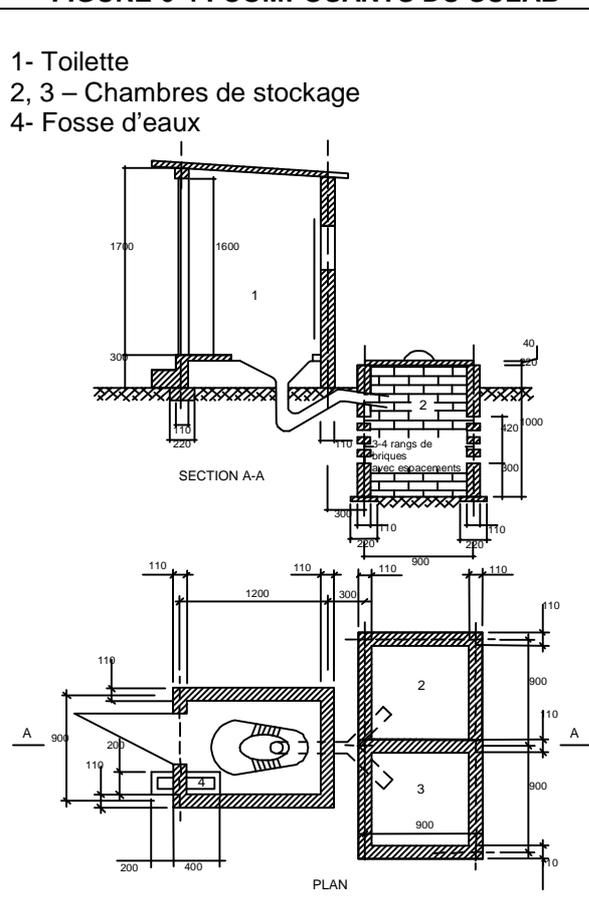


FIGURE 6-5 : FOSSE SEPTIQUE SANS FILTRE

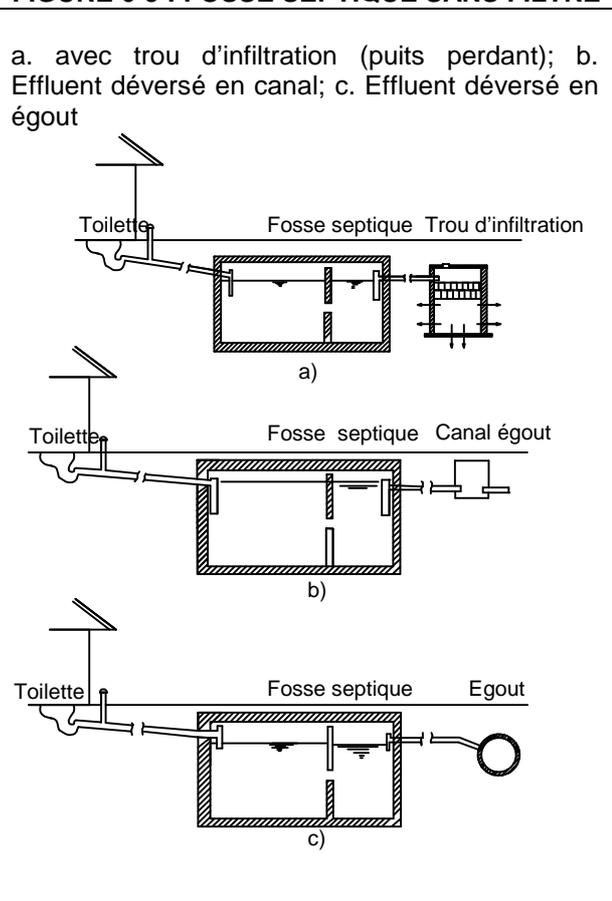


FIGURE 6-6 : FOSSE SEPTIQUE A DEUX ETAGES (TYPE I)

a. Une chambre; b. Deux chambres;

1. Chambre de décantation; 2. Trou; 3. Tuyau de contrôle; 4. Tuyau de décharge des boues; 5. Tuyau de gaz; 6. Chambre de fermentation; 7. Paroi; 8. Tuyau de sortie; 9. Tuyau d'entrée.

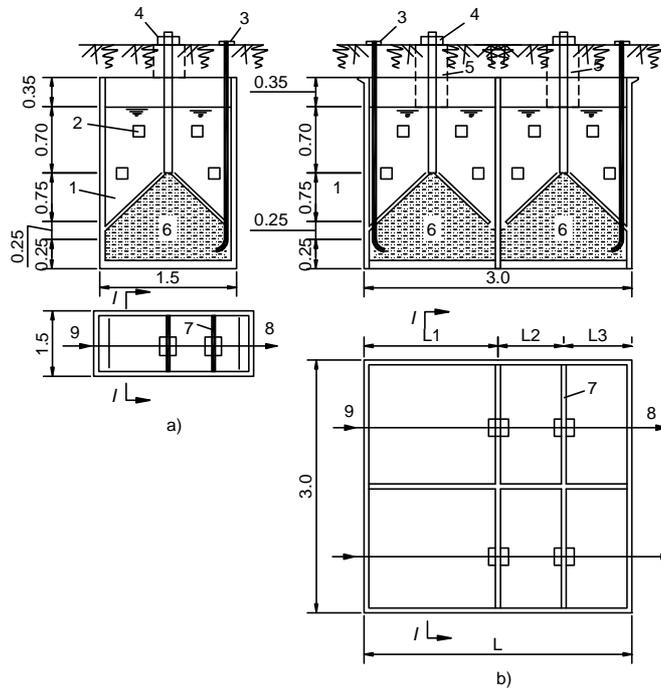


FIGURE 6-7 : FOSSE SEPTIQUE A DEUX ETAGES AVEC FOND CONIQUE (TYPE II)

a. Une chambre; b. Deux chambres;

1. Chambre de décantation; 2. Trou; 3. Tuyau de contrôle; 4. Tuyau de décharge des boues; 5. Chambre de fermentation; 6. Paroi; 7. Tuyau de sortie; 8. Tuyau d'entrée.

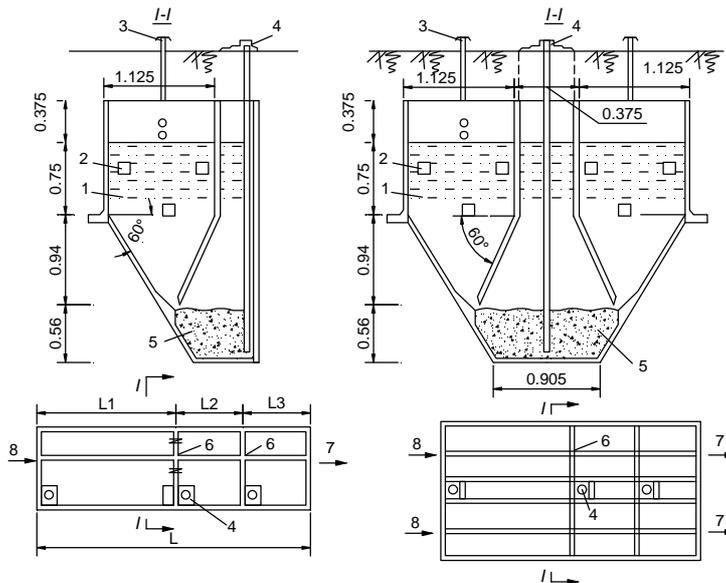
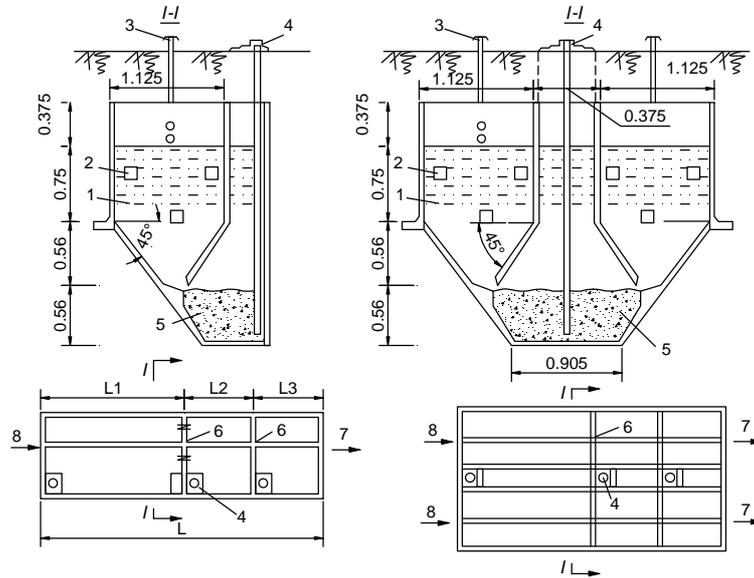


FIGURE 6-8 : FOSSE SEPTIQUE A DEUX ETAGES AVEC FOND PYRAMIDAL (TYPE III)

a. Une chambre; b. Deux chambres;

1. Partie décantation; 2. Trou; 3. Tuyau de contrôle; 4. Tuyau de décharge de la boue;
5. Partie stockage des boues; 6. Paroi



Fosse septique avec filtres aérobies ou anaérobies

C'est le meilleur type de latrine 'humide'; c'est une fosse septique (stockage, chambres de décantation et de fermentation) complétée d'un filtre. Le matériau filtrant peut être du charbon de bois, du goudron, briques cassées, graviers et autres matériaux –Les filtres peuvent être aérobies (voir Figure 6-9) ou anaérobies (voir figure 6-10). Les fèces vont dans la fosse septique, décantent, sont filtrés et sortent de la fosse. De telles fosses septiques sont difficiles à gérer à cause du changement nécessaire et périodique du filtre. C'est pourquoi, elles sont moins populaires que les fosses septiques simples. Les fosses septiques avec filtres anaérobies sont utilisées lorsque le niveau du tuyau de sortie doit être plus haut (pour rejeter par ex. les eaux dans l'égout de la rue) (voir figure 6-10). La figure 6-11 montre une fosse septique compartimentée (à baffles) avec filtres anaérobies (baffled septic tank with anaerobic filter (BASTAF)).

FIGURE 6-9 : FOSSE SEPTIQUE AVEC FILTRE AEROBIE

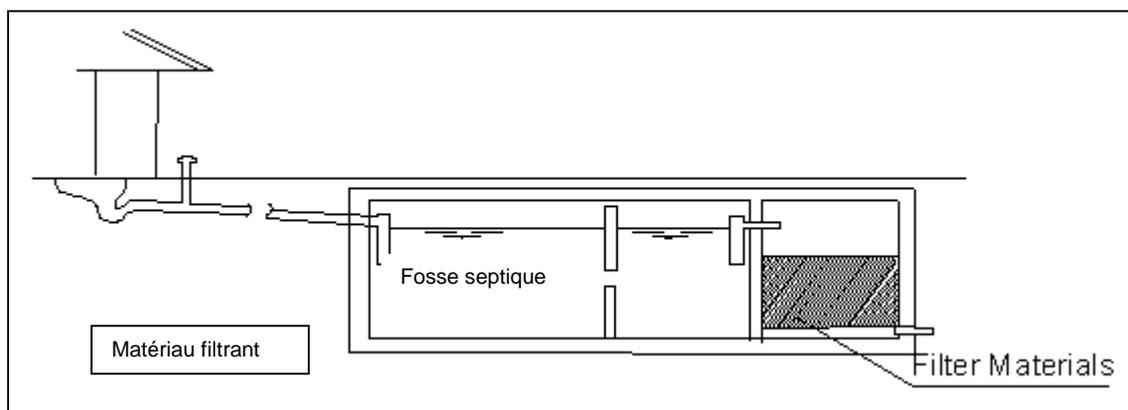


FIGURE 6-10 : FOSSE SEPTIQUE AVEC FILTRE ANAEROBIE

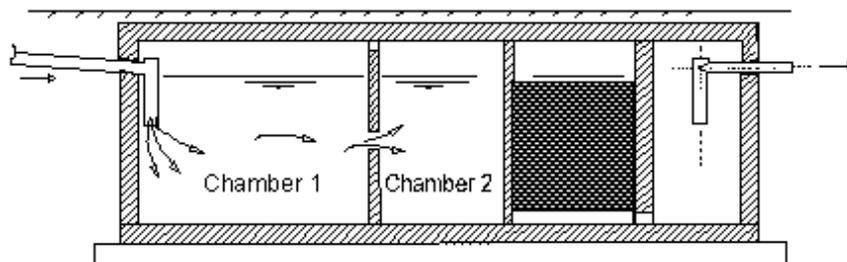
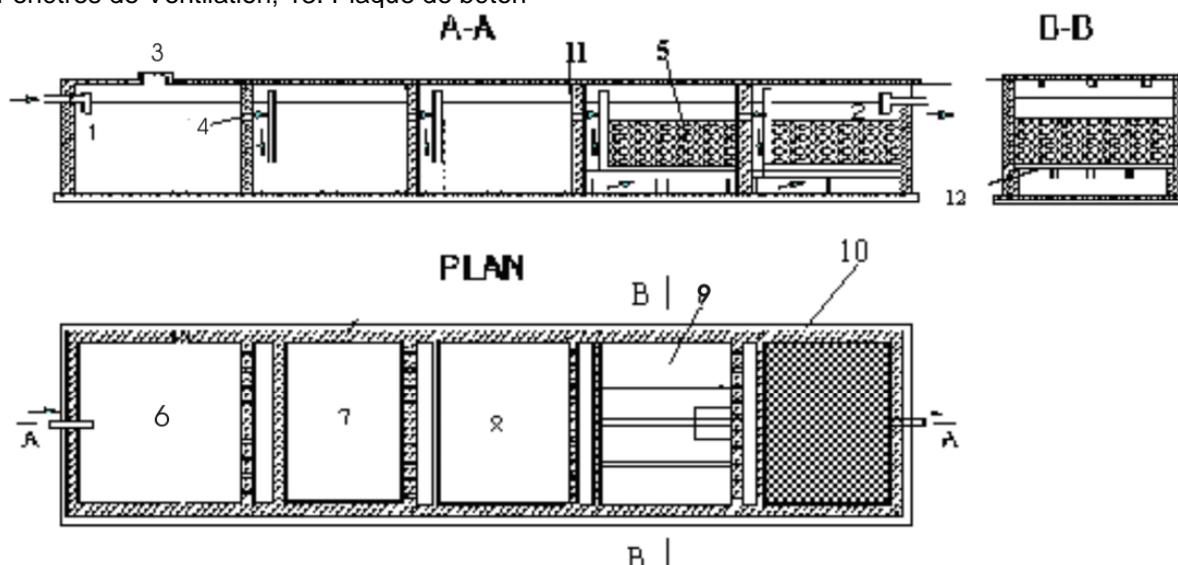


FIGURE 6-11 : FOSSE SEPTIQUE COMPARTIMENTEE AVEC FILTRE ANAEROBIE

1. Tuyau entrée; 2. Tuyau sortie; 3. Ouverture pour prélèvement boues ; 4. Trou; 5. Milieu filtrant; 6. Chambre de stockage; 7. Chambre de décantation; 8, 9, 10, 11. Chambres de Filtration 1, 2, 3, 4; 12. Fenêtres de Ventilation; 13. Plaque de béton



6.2 Utilisation et performance

VIP: en général, la fosse a une surface de 0,8-1,0 m² et une profondeur de 1,0-1,2 m, (description au chapitre 6.1.2). Une plaque de béton maintient le siège et un tuyau d'évent permet d'évacuer les odeurs à travers le toit. Si les conditions géologiques sont bonnes, la fosse peut être souterraine; si non, la fosse sera placée hors sol. Les parois de la fosse seront couvertes de briques; la paroi arrière de la fosse sera munie d'une porte pour évacuer les fèces fermentées. Comme mentionné plus haut, dans les années 60, les fosses et latrines avec séparation des urines ont commencé à se développer.

VIDP: à de plus grandes surfaces (1,2-1,4 m²) que le VIP, mais environ la même profondeur.

Les processus de traitement des eaux usées en fosse septique

Dans la fosse septique se déroulent les processus fondamentaux de traitement des eaux usées: décantation, fermentation des boues et stabilisation des eaux usées. Les principales sources d'eaux usées et de déchets aboutissant dans une fosse

septique proviennent de toilettes, salles de bains ou cuisines. Grâce à un long temps de rétention des liquides dans les fosses et le faible débit, la plupart des sédiments restent dans la fosse. L'élimination des solides en suspension dans les eaux usées peut atteindre 55 à 60%. Les substances organiques dans les boues seront fermentées dans des conditions anaérobies durant leur temps de rétention. Parce que la fosse septique travaille dans un environnement instable et sans agitation, la fermentation dans la fosse est acide et génère des bulles de gaz de H₂S –peu soluble- et de CH₄- non soluble. Ces gaz atteignent la surface en emportant quelques solides en suspension avec différentes types de graisses contenues dans les eaux usées et forment une mousse sur la surface. La couche de mousses devient jour après jour de plus en plus épaisse et peut recontaminer les eaux usées.

6.3 Critères de configuration et matériaux

6.3.1 Fosse septique

Fosses septiques traditionnelles (TST: traditional septic tanks)

Les TST traitent les eaux usées domestiques d'une ou plusieurs habitations. Les effluents des TST sont traités dans des tranchées d'infiltration, des trous ou puits, lit de filtration aérobie, lit de sable de filtration ou bassins d'oxydation. Les TST ont un volume de 1,5-25 ou même 50 m³; le tuyau d'entrée devrait avoir un diamètre minimum de 100 mm et une pente minimale de 0,03. Le tuyau de ventilation devrait avoir un diamètre de 75 à 100 mm. Les TST peuvent avoir:

- Une chambre lorsque le débit (Q) d'eaux domestiques ne dépasse pas 1 m³/jour;
- Deux chambres lorsque Q est inférieur à 10 m³/jour (la 1ère chambre occupant 75% du volume total pour 25% pour la seconde) et
- Trois chambres lorsque Q est inférieur à 25 m³/jour (la 1ère chambre occupant 50% du volume total pour 25% pour les 2^{ème} et 3^{ème}).

Le Tableau 6-2 montre le volume des TST selon le nombre d'habitations.

TABLEAU 6-2 : VOLUME DE LA FOSSE SEPTIQUE TRADITIONNEL

Nombre d'habitations	Volume des TST (m ³)
1 ou 2	3,0
5 ou 6	5,5
Plus	de 7,5 à 13,...

Les fosses septiques sont habituellement construites en briques, en béton renforcé, en composites,... et ont une section carrée ou circulaire. La fosse a 2 ou 3 chambres. La 1ère chambre a une largeur minimum de 0,9 m et une longueur minimum de 1,5 m. La profondeur de la fosse varie de 1,2 m à 1,8 m. Les fosses septiques doivent être faciles à vidanger, les chambres doivent avoir des ouvertures de ventilation et des tuyaux de ventilation sont placés sur la fosse.

Le volume de la fosse septique peut être calculé comme suit:

- Lorsque le débit des eaux usées Q est inférieur à $5 \text{ m}^3/\text{jour}$, le volume W de la fosse sera :

$$W = 1,5 Q \quad (\text{E. 83})$$

- Lorsque le débit Q est supérieur à $5 \text{ m}^3/\text{jour}$, le volume W de la fosse sera:

$$W = 0,75 Q + 4.5 \quad (\text{E. 84})$$

Le volume de boues (W_0) sera:

$$W_c = \frac{[a.T.(100 - P_1).b.c.N]}{[(100 - P_2).1000]} \quad (\text{E. 85})$$

Où:

- a = la quantité de boues par personne et par jour, $a = 0,5 - 0,8 \text{ L/habitant.j}$;
- b = Coefficient de décroissance du volume de boues dans la chambre de stockage et de fermentation, $b = 0,7$;
- c = Coefficient tenant compte du volume de boues fermentées qui devrait rester après chaque vidange (20%), $c = 1,2$;
- T = Temps entre deux vidanges, $T = 360 - 720 \text{ jours}$;
- p_1, p_2 = Humidité des boues fraîches et fermentées, 95 et 90%;
- N = nombre de personnes connectées.

Les installations de traitement des eaux usées placées après la fosse septique peuvent être composées de filtre aérobie, de filtre anaérobie, de puits perdus, de tranchées d'infiltration, de bassin d'oxydation, de canaux circulants d'oxydation,... Comme le flux des eaux usées après la fosse est relativement stable, le flux calculé entrant dans les installations de traitement est souvent le flux moyen. Sous les conditions climatiques des pays chauds, les boues sont fermentées en 3 mois. Il faut donc vidanger (extraire les boues) tous les 3 à 6 mois. Lors de chaque vidange, 20% des boues sont laissés dans la fosse.

Fosses septiques à double plafond/plancher (à double étage)

Les fosses septiques à double étage sont des fosses assemblées Imhof, plus petites en taille. Ces fosses empêchent les bulles de gaz d'entrer en contact avec les eaux redécantées, ce qui augmente la qualité de l'effluent de la fosse. Il y a 3 types de fosses septiques à deux étages (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, Figure 6-7 : , Figure 6-8 : , Tableau 6-3, Tableau 6-4 and Tableau 6-5).

Les fosses à double étage consistent en deux parties séparées par un plancher incliné: la partie décantation ou clarifiée est sur le dessus et la partie stockage est

située sous le plancher. Le plancher incliné laisse la matière sédimentée glisser vers la partie stockage. La fosse a un tuyau de décharge (150-200 mm) des boues. Le plancher intermédiaire incliné empêche les gaz de la partie inférieure (fermentation) de parvenir au-dessus dans la partie clarifiée et de se dissoudre dans les effluents.

La fosse septique à double étage peut être configurée comme suit :

- Volume utile: au moins deux à trois fois le débit quotidien.
- Quantité de boues décantées par jour: 1,2 à 2 litres/capita. L'humidité de la boue fraîche est de 97,5% ; la boue fermentée est à 90-92%.
- Taux de dégradation des boues organiques: env. 50%. Quantité de boues calculée par capita et par jour: 0,1875 litre.
- Débit par capita: 150-200 L/j
- Nombre de personnes: 5 - 100
- Temps de rétention dans la partie décantation: 1,5-2,5 jours
- Volume de la partie fermentation des boues (W_{boues}):

$$W_{\text{Boues}} = \frac{0,1875.N.365}{1000} \quad (\text{E. 86})$$

Où

- N = nombre de personnes
- Hauteur de la couche de boues fermentées à la fin de la période calculée de temps (H_{boues}):

$$H_{\text{Boues}} = \frac{W_{\text{Boues}}}{F} \quad (\text{E. 87})$$

Où

- F = superficie de la section de la fosse.
- Volume de la section de décantation doit être plus de deux fois le volume quotidien.
- Hauteur habituelle de la fosse: 2,2-2,5 m
- Largeur d'une unité: 1,5 m.

Trois types de fosses à double étage:

1. Type I (Tableau 6-3 - **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) avec un fond plat et un plancher incliné de 45° utilisé pour traiter les eaux usées avec savons.
2. Type II (Tableau 6-4 - Figure 6-7 :) avec un fond incliné et un plancher incliné utilisé pour traiter les eaux usées contenant 50 % de liquides savonneux. Ce type est aussi bien construit sur sols humides ou secs.
3. Type III (Tableau 6-5 - Figure 6-8 :) avec un fond incliné et un plancher incliné à 60° (par rapport à l'horizontale) utilisé pour traiter les eaux usées contenant 50 % de liquides savonneux. Ce type est aussi bien construit sur sols humides ou secs. Type III est aussi utilisé pour traiter les eaux d'hôpitaux.

Pour des débits inférieurs à 5 m³/jour, il y aura une seule unité divisée en 1-2-3 sections en série selon la direction du flux dans la fosse. Pour des débits de 5 à 15

m³/jour, il y aura deux unités. La taille des fosses et les contraintes techniques limitent le nombre d'unités à 10. Pour des constructions rapides, il est recommandé de produire en séries des fosses en béton préfabriqué. La longueur de la fosse sera le paramètre variable.

6.3.2 Fosse septique avec filtre aérobie

Les chambres de tête seront comme celles décrites dans le chapitre concernant le TST. La dernière chambre sera un filtre aérobie. Les 4 couches de filtration doivent être au moins de 60 cm d'épaisseur (chaque couche ayant 150 mm). Les matériaux des couches seront des morceaux de briques ou de pierres, graviers, charbon ou plastic. Les morceaux des couches auront les tailles suivantes (1 étant la couche la plus basse): Couche 1 (50 – 30 mm), couche 2 (35 – 25 mm), couche 3 (25 – 15 mm) et couche 4 (15 – 10 mm).

6.3.3 Filtre anaérobie et Fosse septique à baffles avec filtre anaérobie (BASTAF)

Filtre anaérobie: la structure des couches est la même que pour les filtres aérobies. La seule différence est que le tuyau de sortie est plus haut que la surface des couches de filtrations.

BASTAF: Charge = 0,24 – 0,31 g DCO_{in}/g VSS.j (VSS: Volatile suspended solids) et taux de charge organique (OLR) = 0,35 – 0,92 g DCO/L.j. L'efficacité moyenne est : DBO_{5 total} (64.39%), DCO_{total} (64.71%) et SS (78.84%). Les paramètres à considérer pour un BASTAF sont les suivants:

- Vitesse ascensionnelle dans les chambres: $v = 0,3$ m/h
- Temps de rétention hydraulique dans la chambre de stockage des sédiments: 12-24 h
- Temps de rétention dans la chambre baffle (ou chambre compartimentée): 36 – 48 h
- Temps de rétention hydraulique dans le filtre anaérobie: 12 – 24 h

Le Tableau 6-6 montre la détermination du volume du BASTAF en fonction du nombre de personnes connectées.

Pour traiter les eaux noires de WC, le schéma suivant BASTAF est recommandé:

Chambre de stockage et de décantation ---→ 3-4 chambres anaérobies (baffles) ---
→ 2 filtres anaérobies avec cendres de charbon.

TABLEAU 6-3 : PARAMETRES TECHNOLOGIQUES ET TAILLES DE FOSSES A DOUBLE ETAGES – PREMIER TYPE

Nombre de personnes (N)	Débit quotidien moyen Q (m ³)	Volume de la partie décantation W _{set} , (m ³)	Volume de la partie fermentation W _{Ferment} (m ³)	Volume de mousses flottantes W _K , (m ³)	Volume total utile W _t , (m ³)	K –Temps de rétention hydraulique (jours)	Nombre de chambres (n _K)	L	l ₁	l ₂	l ₃
Fosse à double étage- une unité											
5	0,75	1,5	0,375	0,563	2,81	3,75	1	1,0	-	-	-
30	4,5	9,0	2,10	3,2	16,40	3,64	3	5,6	2,8	1,4	1,4
Fosse à double étage- deux unités											
40	6,0	12,0	2,76	4,12	21,64	3,62	3	3,7	1,7	1,0	1,0
80	12,0	24,0	5,55	8,35	43,45	3,62	3	7,4	3,7	1,85	1,85
100	15,0	30,0	7,10	10,6	54,80	3,65	3	9,4	4,7	2,35	2,35

Source: Vacilenco, 1974

TABLEAU 6-4 : PARAMETRES TECHNOLOGIQUES ET TAILLES DE FOSSES A DOUBLE ETAGES – 2EME TYPE

Nombre de personnes (N)	Débit quotidien moyen Q (m ³)	Volume de la partie décantation W _{set} , (m ³)	Volume de la partie fermentation W _{Ferment} (m ³)	Volume de mousses flottantes W _K , (m ³)	Volume total utile W _t , (m ³)	K –Temps de rétention hydraulique (jours)	Nombre de chambres (n _K)	L	l ₁	l ₂	l ₃
Fosse à double étage- une unité											
5	0,75	1,265	0,147	0,715	2,397	3,2	1	1,1	-	-	-
30	4,5	7,65	2,42	4,30	14,37	3,2	3	6,6	3,3	1,65	1,65
Fosse à double étage- deux unités											
40	6,0	12,0	2,76	3,64	18,40	3,07	3	5,2	2,6	1,3	1,3
80	12,0	24,0	5,50	8,40	37,90	3,15	3	10,4	5,2	2,6	2,6
100	15,0	30,0	6,8	10,4	47,2	3,15	3	12,8	6,4	3,2	3,2

Source: Vacilenco, 1974

TABLEAU 6-5 : PARAMETRES TECHNOLOGIQUES ET TAILLES DE FOSSES A DOUBLE ETAGES – 3EME TYPE

Nombre de personnes (N)	Débit quotidien moyen Q (m ³)	Volume de la partie décantation W _{set} , (m ³)	Volume de la partie fermentation W _{Ferment} (m ³)	Volume de mousses flottantes W _K , (m ³)	Volume total utile W _t , (m ³)	K –Temps de rétention hydraulique (jours)	Nombre de chambres (n _K)	L	l ₁	l ₂	l ₃
Fosse à double étage- une unité											
5	0,75	1,23	0,41	0,81	2,45	3,23	1	0,9	0,9	-	-
30	4,5	7,45	2,45	4,9	14,8	3,28	3	5,45	2,25	1,1	1,1
Fosse à double étage- deux unités											
40	6,0	14,4	2,76	6,05	23,21	3,88	3	5,2	2,6	1,3	1,3
80	12,0	28,6	5,53	12,3	46,43	3,86	3	10,4	5,2	2,6	2,6
100	15,0	35,7	6,9	15,2	57,8	3,86	3	13,0	6,5	3,25	3,25

Source: Vacilenco, 1974

TABLEAU 6-6 : DETERMINATION DU VOLUME DU FILTRE ANAEROBIE ET DU BASTAF SELON LE NOMBRE DE PERSONNES CONNECTEES

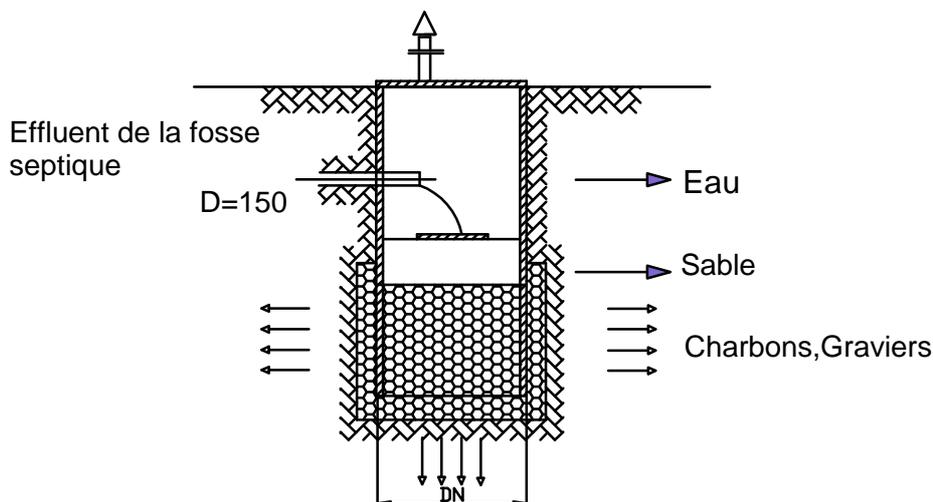
Nombre de personnes (N)	Débit quotidien moyen (Q) L/jour	Eaux de WC Q _{WC} , L/jour	Volume de la chambre de décantation (V) L	Nombre de chambres anaérobies	Volume total des chambres anaérobies L	Nombre de filtres anaérobies	Volume total de filtres anaérobies L	Volume total utile W _t , (m ³)	Volume total utile V _{tot} (m ³), (y compris les chenaux des baffles)	Volume par capita (m ³ /cap)
4	600	160	427	4	427	2	213	1,07	1,49	0,37
10	1500	400	1067	4	1067	2	533	2,67	3,73	0,37
20	3000	800	1600	4	2133	2	1067	4,80	6,72	0,34
100	15000	4000	5333	3	8000	2	5333	18,67	26,13	0,26

Source: ANH N.V, NHUE T.H., 2001

6.3.4 Trou/puits d'infiltration

Dans les trous/puits d'infiltration (puits perdus ou perdants), les eaux usées passent à travers des couches de sable et de graviers et se désintègrent de façon anaérobie les matières organiques absorbées sur les couches de sable et gravier. Après traitement, les eaux usées percolent dans le sol et y séjournent longtemps, ce qui permet d'éliminer toutes sortes de pathogènes. Pour garder le trou opérationnel, les eaux usées doivent d'abord être traitées dans des fosses septiques. Les trous d'infiltration sont utilisés seulement lorsque l'eau du sol est plus profonde que 1,5 m pour assurer la bonne pénétration dans le sol et prévenir la pollution de la nappe phréatique. La perméabilité du sol devrait être entre 34 L/m².jour et 208 L/m².jour. La Figure 6-12 montre un trou d'infiltration à section circulaire et un diamètre minimum de 1,2 m, fait de briques ou de béton renforcé. Les trous/puits de filtration peuvent être aussi faits de tuyaux de puits. La paroi en béton des puits a une épaisseur minimale de 100 mm et repose sur une bonne fondation en béton. La superficie du puits dépend du type de sols et du débit d'eau.

FIGURE 6-12 : DETAIL D'UN PUIITS/TROU D'INFILTRATION



Le Tableau 6-7 montre la superficie de l'infiltration nécessaire pour une personne. Les puits sont emplis de graviers, goudrons, de diamètres de plus en plus petits du bas vers le haut. La couche la plus haute est emplie avec du sable fin et protégé de l'érosion par un matériau de couverture. Pour augmenter la perméabilité de l'eau dans le puits, des graviers sont ajoutés autour du puits. Le nettoyage est effectué via un tuyau de décharge d'eau ou par un tuyau séparé de ventilation.

TABLEAU 6-7 : SURFACE D'INFILTRATION BASE SUR LA CHARGE PAR UNITE DE SURFACE

Type de sols	Charge par unité de surface (L/m ² .jour)
Sable	80
Sable argileux	40

6.3.5 Tranchées souterraines

Les tranchées souterraines sont adaptées à des surfaces avec des niveaux élevés de la nappe phréatique là où il n'est pas possible de construire des puits perdants (fosses). Les eaux usées doivent au préalable être décantées par traitement mécanique avant d'entrer dans les tranchées souterraines. Le sol des tranchées absorbera les impuretés des eaux usées durant des processus de filtration et d'oxydation biologique. L'oxydation aérobie se produit généralement dans la couche superficielle de sol tandis que la digestion anaérobie des substances organiques se déroulera plus en profondeur. Lorsque le sol est relativement peu profond (de 0,6 à 0,9 m), les racines des arbres absorbent un grand volume d'eaux usées et seulement un petit volume de l'eau s'infiltré. L'activité de certaines plantes contribuera également à l'apport d'oxygène au sol.

Le Tableau 6-8 : décrit les paramètres de dimensionnement des tranchées souterraines. La superficie des tranchées souterraines dépendront du type de sol.

TABLEAU 6-8 : PARAMETRES DE DIMENSIONNEMENT DES TRANCHEES SOUTERRAINES

Paramètre	Valeur	
	Minimum	Maximum
Nombre de tuyaux	1	
Longueur de chaque tuyau, m	-	30
Largeur du fond des tranchées, m	0,46	0,9
Distance entre tuyaux, m	1,8	-
Epaisseur de sol au-dessus des tuyaux, mm	300	-
Pente de la tranchée, mm/m	Horizontal	25
Epaisseur des matériaux filtrants en-dessous des tuyaux, mm	300	-
Epaisseur des matériaux filtrants au-dessus des tuyaux, mm	50	-

Comme montré à la Figure 6-13, les tranchées souterraines incluent un système de distribution des eaux et un système de collecte des eaux. Les tranchées souterraines ont un tuyau de ventilation. Le système de distribution est localisé dans la tranchée à 1 m minimum du niveau de la nappe phréatique. La Figure 6-14 montre un système de traitement individuel avec fosse septique et tranchée souterraine.

FIGURE 6-13 : TRANCHEES D'INFILTRATION POUR LE TRAITEMENT DES EAUX USEES

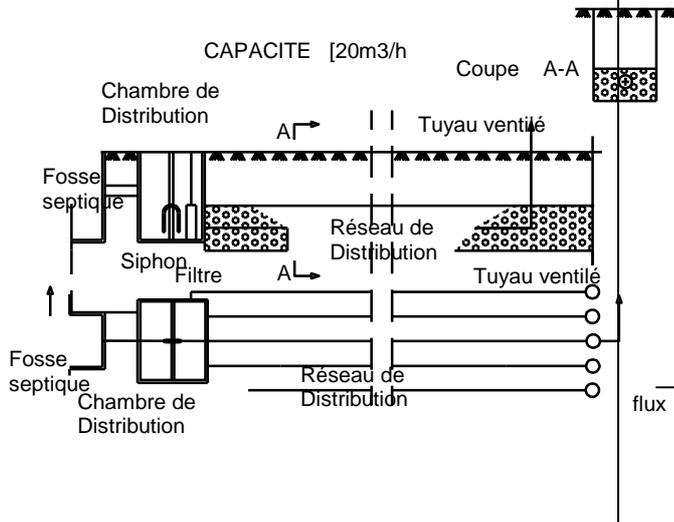
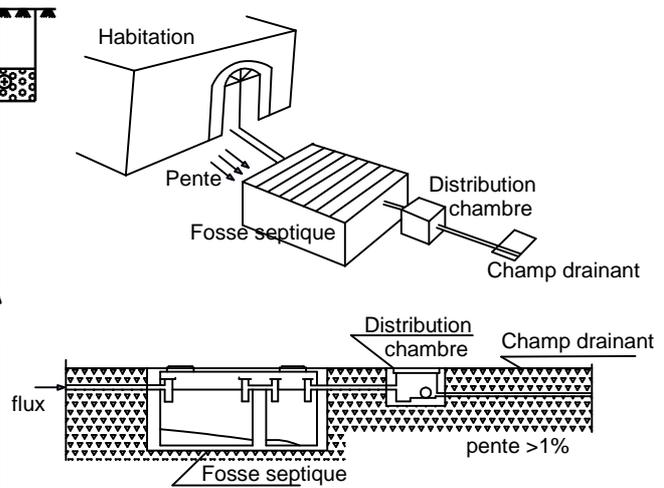


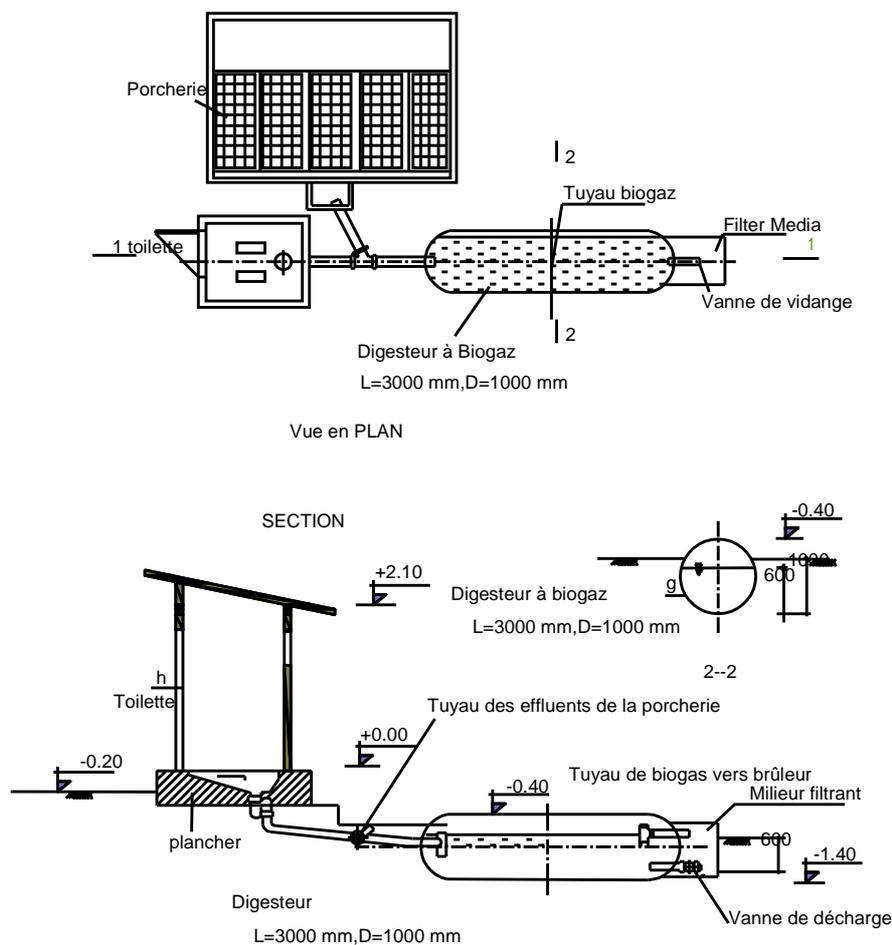
FIGURE 6-14 : TRAITEMENT DES EAUX USEES SUR SITE (INDIVIDUEL) PAR FOSSE SEPTIQUE ET TRANCHEE D'INFILTRATION



6.3.6 Digestion anaérobie

Dans les pays en développement, il y a beaucoup de fermes d'élevage de porcs (ou de bovins). La digestion anaérobie peut traiter les effluents de ces porcheries (voir Figure 6-15). Le biogaz est produit et peut être utilisé pour produire de l'énergie.

FIGURE 6-15 : SYSTEME DE DIGESTION ANAEROBIE



6.4 Assainissement écologique

Une nouvelle approche d'assainissement est de développer des systèmes qui doivent économiser de l'eau, prévenir la pollution de l'eau et recycler les nutriments des excréta humains. Ces nouvelles solutions devraient aussi réduire les dépenses et optimiser les ressources financières dans les villes et villages. Cette nouvelle approche est appelée "ecological Sanitation (Assainissement écologique)" ou "Eco-San".

L'assainissement écologique est basé sur trois principes de base:

1. Prévenir (empêcher) la pollution de l'eau plutôt que de tenter de la contrôler après qu'elle soit polluée;
2. Assainir les urines et les fèces et
3. Utiliser des produits sains pour l'agriculture.

Les urines et fèces sont séparées, stockées et traitées; si nécessaire, elles seront de nouveau traitées hors site pour être exemptes d'organismes pathogènes. Les nutriments des excréta sont alors recyclés en agriculture. Une voie essentielle de l'Eco-san est de séparer et contenir les excréta humains (urine et fèces) avant qu'ils soient collectés et réutilisés. Les fèces humaines contiennent généralement des agents infectieux plus que les urines. Ainsi les fèces devront être traitées par déshydratation et décomposition.

Déshydrater ou sécher les fèces est aisé lorsqu'elles ne sont pas mélangées avec les urines et l'eau. Quand les fèces sont décomposées ou fermentées de façon anaérobie, les pathogènes qu'elles contiennent, tels que virus, bactéries et œufs de vers meurent et sont décomposés ou détruits. Seulement ces fèces peuvent être recyclées (réutilisées).

L'urine est habituellement suffisamment saine pour l'agriculture sans traitement complémentaire, ou seulement après une courte période de stockage. L'urine contient beaucoup d'azote, de phosphore et de potassium et peut agir comme un bon fertilisant.

Ecological sanitation ferme le cycle des nutriments contenus dans les eaux usées avec l'agriculture. En plus de fournir des solutions technologiques adaptées, l'Eco-san contribue à la sécurité alimentaire, importante dans beaucoup de pays en développement. Les Ventilated Improved Pit avec séparation des urines et les Ventilated Improved Double Pit (VIDP) au Vietnam, en Chine et dans de nombreux pays en développement sont des exemples d'Eco-san.

Des pays, telles que la Suède et d'autres pays européens nordiques ont développé différents type de toilettes à séparation d'urine, des toilettes avec compostage et des systèmes de stockage des urines. L'Eco-San offre de nombreux avantages à l'environnement, l'agriculture, les foyers et les municipalités.

Dans un système d'Eco-san, une séparation et un traitement anaérobie efficaces de ces déchets sont à mettre en place. Ainsi, cela ne va pas seulement produire de l'énergie sous la forme de biogaz, mais aussi assurer une réutilisation hygiénique des nutriments et protéger les ressources en eau.

Il est possible de digérer les fèces dans des digesteurs à biogaz. L'urine ne produit pas de biogaz. Ainsi, la séparation à la source peut être une solution valable pour les systèmes d'assainissement modernes.

Contrairement aux systèmes conventionnels d'assainissement, l'Eco-san contrôle les risques hygiéniques directs pour la population et protège l'environnement naturel. En rendant les matières organiques, les nutriments et les éléments traces disponibles pour l'agriculture, la fertilité des sols est préservée et une sécurité alimentaire à long terme est assurée.

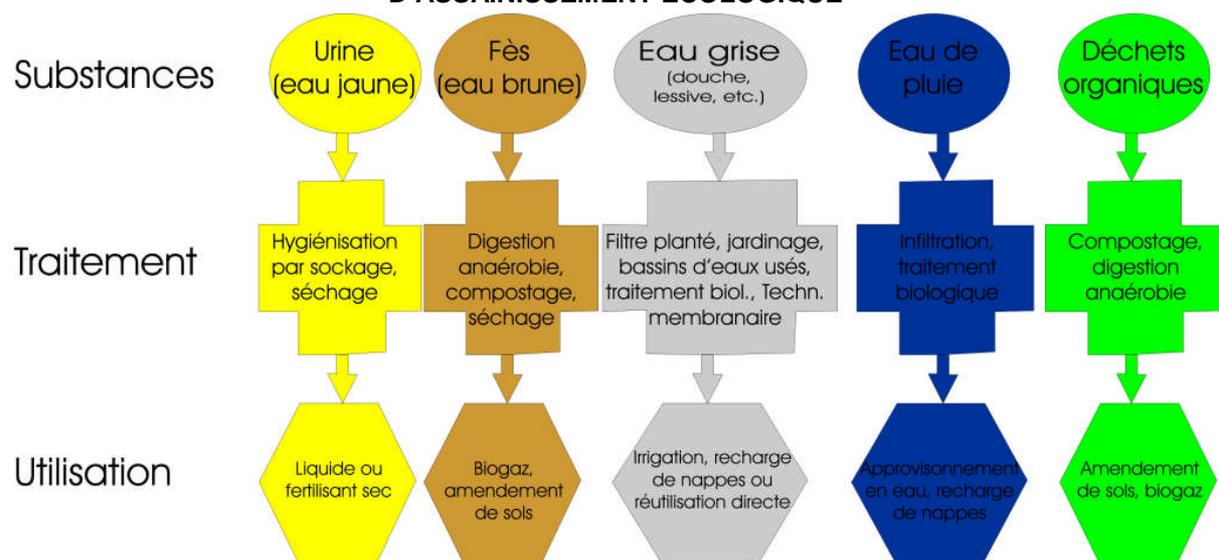
En pratique, la stratégie communément employée en Eco-san, c'est-à-dire la collecte séparée et le traitement des fèces, les urines et eaux grises minimisent la consommation en eau potable et permettent le traitement séparé des eaux usées à un faible coût pour une réutilisation pour l'amélioration des sols (fertilisation, eau de nettoyage ou d'irrigation, ou encore de recharge de nappe).

L'assainissement écologique durable restaure le bilan naturel entre la quantité de nutriments excrétés par une personne en un an et la quantité nécessaire pour produire ses aliments; ceci peut contribuer alors fortement à sauvegarder ces ressources limitées.

Idéalement, l'Eco-san durable peut permettre de récupérer tous les nutriments, les éléments traces et l'énergie contenue dans les eaux usées et les déchets organiques et de les réutiliser en agriculture. De cette façon, ils aident à préserver la fertilité du sol et améliorer la sécurité alimentaire à long-terme.

Heinz-Peter Mang contribue au développement de l'Eco-san en Chine et a conduit de bonnes expériences dans la séparation des déchets (voir Figure 6-16 :).

FIGURE 6-16 : SEPARATION DES SUBSTANCES ET EXEMPLES D'ELEMENTS POSSIBLES D'ASSAINISSEMENT ECOLOGIQUE



Source: Heinz-Peter Mang

Les toilettes sans eau avec séparation d'urine sont installées dans les maisons ou dans les toilettes publiques. Les fèces sont préférablement recouvertes de cendres après défécation et collectées dans des containers ou des sacs biodégradables déposés ensuite dans une installation de fermentation sèche avec d'autres déchets biologiques, fumiers et autres matières biodégradables domestiques ou agricoles. Une première hygiénisation par une augmentation de pH et séchage se déroulent durant la fermentation. L'urine est collectée séparément dans des containers et stockée. Les habitations urbaines ont de très petits jardins et le besoin en nutriments est minimal, ainsi, il est possible de transporter les nutriments vers des fermes, des horticulteurs, fleuristes ou des paysagers urbains. Ces entreprises ont des

demandes simultanées en fertilisants et donc auront besoin de compost et de nutriments pour la croissance des plantes.

En pratique, les fèces collectées et partiellement séchées et hygiénisées sont mélangées avec d'autres substrats organiques appropriés pour la fermentation sèche (tontes d'herbes, déchets végétaux, fumier, paille, déchets organiques et alimentaires). Les substrats se complètent l'un l'autre en qualité; par la co-digestion de tous les déchets mélangés, une fermentation optimale est effectuée. Les paramètres importants pour la fermentation sèche sont: contenu en matière sèche, valeur du pH, le rapport C/N, le potentiel Redox, les acides gras volatils, le taux d'humidité, 'acidité et alcalinité' et la structure du substrat. La fermentation sèche, en tant que partie majeure du système assure l'hygiénisation, l'homogénéisation et la production de compost qui sera utilisé dans les champs ou les jardins dans un 'petit cycle fermé' des nutriments et des matières organiques. Le biogaz peut être utilisé directement pour cuisiner, éclairer, chauffer, refroidir ou produire de l'électricité et de la chaleur en groupe de cogénération. La part additionnelle de liquide (urine) est collectée et stockée six mois pour l'assainissement et peut être utilisée pour la fertilisation complémentaire. Si l'urine est utilisée, les eaux grises et pluviales peuvent, elles, être utilisées comme eau de process pour la percolation ou l'inondation des sols fertilisés. Mr. Mang et collègues chinois ont conduit des expériences dans l'amélioration de la valeur fertilisante du compost par enrichissement par les urines en Chine et concluent que le compost ainsi enrichi et provenant de déchets domestiques facilement dégradables ou d'excréments humains est amélioré quand à ses teneurs en nutriments. Les essais techniques et scientifiques confirment ce fait. Les expériences en China prouvent la bonne valeur marchande des urines stockées et traitées utilisés comme fertilisants.

6.5 Opération et maintenance

L'opération et la maintenance des installations individuelles de traitement des eaux usées sont décrites dans le Tableau 6-9 .

TABLEAU 6-9 : OPERATION ET MAINTENANCE DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USEES

Installation	Opération et Maintenance
1. Latrine à fosse	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nettoyer, ranger régulièrement, remettre le couvercle après utilisation de la toilette. ▪ Lorsque la fosse est pleine, commencer la nouvelle et composter le contenu de la première. ▪ Contrôler régulièrement la stabilité du plancher et du siège pour éviter la cassure des éléments. ▪ Seulement utiliser les fertilisants lorsqu'ils ont été compostés depuis longtemps (6 mois à un an).
2. VIP: Simple	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nettoyer, ranger régulièrement, remettre le couvercle après utilisation de la toilette. ▪ Contrôler régulièrement la stabilité du plancher et du siège pour éviter la cassure des éléments. ▪ Contrôler l'étanchéité entre la plaque du plancher et la fosse de stockage des fèces.

Installation	Opération et Maintenance
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Maintenir, inspecter et nettoyer le tuyau de ventilation ▪ Seulement utiliser les fertilisants lorsqu'ils ont été compostés depuis longtemps (6 mois à un an).
3. VIP: avec séparation d'urine et briques	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nettoyer, ranger régulièrement, remettre le couvercle après utilisation de la toilette. ▪ Utiliser continuellement après enlèvement des fèces lorsque la fosse est pleine, couvrir la porte d'ouverture de la fosse de façon étanche ▪ Maintenir, inspecter et nettoyer le tuyau de ventilation ▪ Seulement utiliser les fertilisants lorsqu'ils ont été compostés depuis longtemps (6 mois à un an).
4. VIDP	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nettoyer, ranger régulièrement, remettre le couvercle après utilisation de la toilette. ▪ Stocker suffisamment de substances de remplissage (cendres, sciure, sols poudreux,...) ▪ Ne pas utiliser simultanément les deux chambres ▪ Ne pas laisser les urines couler dans la chambre des fèces. ▪ Composter les fèces sur 6-12 mois.
5. Sulab	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Avoir suffisamment d'eau pour rincer la toilette. ▪ Nettoyer, ranger, nettoyer le plancher et garder la couverture bien étanche. ▪ Empêcher le blocage du siphon, les fuites ▪ Garder la fosse étanche
6. Fosse septique traditionnelle	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Utiliser suffisamment d'eau pour rincer la toilette. ▪ Nettoyer régulièrement, nettoyer le plancher. ▪ Empêcher le blocage du siphon, les fuites ▪ Aspirer les sédiments / vider les boues périodiquement. ▪ Déposer les papiers séparément pour empêcher le blocage du siphon.
7. Fosse septique à deux étages	Comme ci-dessus
8. Fosse septique avec filtre aérobie	Comme ci-dessus et nettoyer périodiquement les matériaux de filtration
9. Fosse septique avec filtre aérobie et BASTAF	Comme ci-dessus et nettoyer périodiquement les matériaux de filtration

6.6 Estimation des coûts unitaires

TABLEAU 6-10 : COÛTS UNITAIRES DES INSTALLATIONS INDIVIDUELLES DE TRAITEMENT DES EAUX USEES

Installation	Coût (US\$/m ³)	Durée vie (années)	Fréquence de vidange (années)
1. Latrine à fosse	10 – 15	10-15	0,5
2. VIP Simple	30 – 60	20-30	0,5
3. Séparation d'urine avec briques	32- 65	20-30	0,5
4. VIDP	60 – 90	20-30	0,5 – 1
5. Sulab	35 – 60	15-20	1
6. Fosse septique traditionnelle	80 – 120	30 et plus	0,5 – 1
7. Fosse septique à deux étages	90 – 130	30 et plus	0,5 – 1
8. Fosse septique avec filtre aérobie	100 – 150	30 et plus	Nettoyer le filtre
9. Fosse septique avec filtre aérobie et BASTAF	110 – 160	30 et plus	Nettoyer le filtre
10. Autres installations biologiques	90 – 100	20 et plus	

6.7 Ressources humaines

TABLEAU 6-11 : RESSOURCES HUMAINES

Installation	Niveau de compétence
1. Latrine à fosse	Faible
2. VIP Simple	Faible
3. Séparation d'urine avec briques	Faible
4. VIDP	Faible
5. Sulab	Faible
6. Fosse septique traditionnelle	Elevé
7. Fosse septique à deux étages	Elevé
8. Fosse septique avec filtre aérobie	Elevé
9. Fosse septique avec filtre aérobie et BASTAF	Elevé

6.8 Impact environnemental (positif et négatif)

TABLEAU 6-12 : IMPACT ENVIRONNEMENTAL

Installation	Avantages	Désavantages
1. Latrine à fosse	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Structure simple; ▪ Facile à construire, faible coût d'investissement; ▪ Auto-construction; ▪ Fonctionne sans eau, facilité de collecte des fèces, les animaux sont éloignés des fèces, etc. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Stockage seulement sans traitement; ▪ Risque élevé de transmission de maladies; ▪ Mauvaises odeurs et insectes; ▪ Nécessité de construire la latrine loin des maisons et des sources d'eau; ▪ Risque élevé de polluer l'eau et le sol; ▪ La construction inadéquate peut résulter en un bris du plancher et de blesser les utilisateurs; ▪ Lorsque la fosse est pleine, nécessité de retirer les fèces et de construire une autre fosse.
2. VIP Simple	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Empêche le bétail et les insectes d'approcher les fèces, réduit les mauvaises odeurs; ▪ Structure simple, facile à construire; ▪ Coût d'investissement faible, auto-construction; ▪ Fonctionne sans eau; ▪ Facilité de collecter les fèces, d'utiliser des toilettes à séparation d'urine; ▪ Peut être facilement modifié en sulab si les conditions sont appropriées. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Stockage seulement sans traitement; ▪ Risque élevé de transmission de maladies; ▪ Mauvaises odeurs et insectes; ▪ Nécessité de construire la latrine loin des maisons et des sources d'eau; ▪ Risque élevé de polluer l'eau et le sol; ▪
3. Séparation d'urine avec briques	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Structure simple et faible coût; auto-construction possible; ▪ N'occupe pas beaucoup de place; ▪ Utilisation et contrôle continus et sûrs; ▪ Pas de pollution du sol et de l'eau souterraine; ▪ Longue durée de vie car pas de renouvellement lorsque la fosse est pleine; ▪ Peu d'odeur si bonne maintenance; ▪ Empêche le bétail et les insectes d'approcher les fèces, réduit les mauvaises odeurs; ▪ Répond au besoin en fertilisants. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Stockage seulement sans traitement; ▪ Risque élevé de transmission de maladies; ▪ Mauvaises odeurs et insectes; ▪ Nécessité de traiter/composter les fèces lorsque la fosse est pleine; ▪ Risque élevé de polluer l'environnement en cas de mauvaise maintenance. ▪
4. VIDP	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Structure simple et faible coût; auto-construction possible; ▪ N'occupe pas beaucoup de place; ▪ Adapté et sûr pour les zones en dépression et d'inondation; ▪ Utilisation et contrôle continus et sûrs; 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Doit être construit selon les instructions techniques (séparation d'urine); ▪ Nécessite de stocker suffisamment de matériel de remplissage (cendres, charbon de bois, etc.);

Installation	Avantages	Désavantages
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sec, propre, moins d'odeurs et d'insectes et pas de pollution de l'air, du sol et de la nappe; ▪ Longue durée de vie car utilisation continue; ▪ Bon traitement si bien maintenu; ▪ Répond au besoin en fertilisants. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nécessité d'utiliser et de maintenir l'installation de façon appropriée; ▪ Risque élevé de pollution si mal maintenu.
5. Sulab	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pas d'insecte, ni d'odeur; ▪ Commode, propre, peut être construit dans la maison; ▪ Ne nécessite pas beaucoup d'eau; ▪ Utilisation et contrôle continues et sûrs; ▪ Longue durée de vie de la toilette; ▪ Pas de mauvaises odeurs si bien maintenu. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nécessite du papier toilette et de l'eau pour rincer la toilette ; ▪ La construction de la toilette nécessite des travailleurs formés; ▪ Perte des fèces; ▪ Investissement élevé et maintenance difficile; ▪ Pas approprié pour les zones nécessitant des fertilisants.
6. Fosse septique traditionnelle	<p>Commode, propre, peut être construit dans la maison;</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Traitement primaire d'eaux usées domestiques; ▪ Pas d'insecte, ni odeur; ▪ Peu d'impact sur les sources d'eau. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nécessite du papier toilette et de l'eau pour rincer la toilette ; ▪ La construction de la toilette nécessite des travailleurs formés; ▪ Investissement élevé et maintenance difficile; ▪ Nécessité de vidanger les boues régulièrement.
7. Fosse septique à deux étages	Comme ci-dessus	Comme ci-dessus
8. Fosse septique avec filtre aérobie	Comme ci-dessus	Comme ci-dessus
9. Fosse septique avec filtre aérobie et BASTAF	Comme ci-dessus	Comme ci-dessus
Biogaz	Comme ci-dessus	Comme ci-dessus

6.9 Références

Anh Nguyen Viet. Co-investigators: Tran Hieu Nhue, Tran Duc Ha, Do Hong Anh, Roland Schertenleib, Udo Heinss. *Decentralized Wastewater Treatment and Reuse. Global Overview and New Concepts*. CEETIA - EAWAG, 2001.

BACHMANN, A., BEARD, V.L., and McCARTY, P.L., 1985. *Performance characteristics of the anaerobic baffled reactor*. *Wat. Res.* 19(1), 99 - 106.

BARBER, W.P., and STUCKEY, D.C., 2000a. *Nitrogen Removal in a Modified Anaerobic Baffled Reactor (ABR). 1: Denitrification*. *Wat. Res.* 34(9), 2413 - 2422.

BARBER, W.P., and STUCKEY, D.C., 2000b. *Nitrogen Removal in a Modified Anaerobic Baffled Reactor (ABR). 2: Nitrification*. *Wat. Res.* 34(9), 2423 - 2432.

BARBER, W.P., and STUCKEY, D.C., 1999. *The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: A review*. *Wat. Res.* 33(7), 1559-1578.

BLACKETT, I., 1994. *Low-Cost Urban Sanitation in Lesotho* DP number 10. UNDP-World Bank Water and sanitation Program, March, 1994.

CALVERT, P., MORGAN, P. ROSEMARIN, A., SAWYER, R., XIAO, J., et al., 2004. *Ecological Sanitation-Revised and Enlarged Edition*. Uno Winblad, Mayling Simpson-He'bert. Stockholm Environment Institute.

EI-GOHARY, F., 1998. *DESAR treatment concepts for combined domestic wastewater in arid Mediterranean rural areas*. National Research Centre, Cairo, Egypt.

FONTES LIMA, F., ALVES PEREIRA FILHO, F., HAANDEL, A., and ALMEIDA, S. A. S., 1996. *High-Performance Low-Cost Environmental and Sanitation Control Systems*. *Water Sc. & Tech.* 33(3).

HAN, Q.Y., Fang, H.H.P., 2003. *Acidogenesis of gelatin-rich wastewater in an upflow anaerobic reactor : influence of pH and temperature*. *Wat. Res.* 37, 55-66.

HOUSEHOLD-CENTERED ENVIRONMENTAL SANITATION, 1999. *Report of the Hilterfingen workshop on Environmental Sanitation in the 21st Century*. Switzerland. March, 1999.

JONSSON, H., RICHERT, A., STINTZING, VINNERAS, B., and SALOMON, E., 2004. *Guidelines on the use of Urine and faeces in Crop Production*. EcoSanRes Publications Series- Report 2004-2.

KVARNSTROM, E., and AF PETERSENS, E., 2004. *Open Planning of Sanitation Systems*. EcoSanRes Publications Series, Report 2004-3.

LANGENHOFF, A.A.M., INTRACHANADRA, N., and STUCKEY, D.C., 2000. *Treatment of dilute soluble and colloidal wastewater using an anaerobic baffled reactor: influence of hydraulic retention time*. Pergamon, *Wat. Res.* 34(4), 1037-1317.

MANG HEINZ-PETER, 2007. Energy Production and Nutrient Recovery from Toilets. Chinese Academy of Agricultural Engineering (CAAE). China

MARA, D.D., 2004-2005. *Low-Cost Sanitation Technology*. Lectures at CEETIA, Hanoi, 2004 and 2005: on-site Sanitation 1, on-site sanitation 2, Septic tanks, Sanitation Economics, etc.

MARA, D.D., 1976b. *Sewage Treatment in Hot Climates*. John Wiley and Sons, London, UK, 127-141.

MATTILO, H., 2003. Finland. *Institutional and public acceptance (reluctance) aspects of DESAR*. Tampere University of Technology, 2003.

NHUE TRAN HIEU *et al.*, 2001. *Rural Water Supply and Sanitation*. Science and Technique Publisher.

OTTERPOHL, R., 1997. *Design and first experiences with source control and reuse in semi-centralised urban sanitation*. Prof. Dr. Otterpohl, TUHH Technical University Hamburg, Germany.

RIDDERSTOLP, P., 2004. *Introduction to Greywater Management*. EcoSanRes Publications Series, Report 2004-4.

SASSE, L., 1998. *DEWATS. Decentralised wastewater treatment in developing countries*.

SCHONNING, C., and STENSTROM, T.A., 2004. *Guidelines on the use of Urine and faeces in Ecological Sanitation Systems*. EcoSanRes Publications Series- Report 2004-1.

VACILENCO, A. I., 1974. *Small sewage Treatment Facilities*. Kiev, 1974.

WHITTINGTON, D., T.LAURIA, D., M.WRIGHT, A., CHOE, K., HUGHES, J., SWARNA, V. *Household Demand for Improved Sanitation Service: A Case Study of Kumasi, Ghana*. Water and sanitation Report 3.

WILDERER, P., 2000. *Decentralised versus centralised wastewater treatment* Proceedings from EURO Summer School, Wageningen, The Netherlands, Prof. Wilderer, Dr, University of Munchen, Germany, June 2000.

7. LES TECHNIQUES NATURELLES DE TRAITEMENT DES BOUES

7.1 Introduction

Les boues générées par les traitements biologiques et chimiques traditionnels des eaux usées nécessitent des traitements avant leur utilisation en agriculture ou élimination. Les techniques traditionnelles de séchage réduisent leur volume, accroissent leur teneur en matière sèche et diminuent conséquemment les frais de conditionnement et de transport. Des méthodes efficaces et bien documentées existent, mais leur capacité et fonctionnement varie, ainsi que leur niveau de sophistication technologique, les infrastructures nécessaires et leur besoin en main d'œuvre qualifiée.

Les trois premières techniques de séchage des boues présentées dans le Tableau 7-1 produisent des boues ayant des teneurs en matières sèches finales similaires. Ces techniques nécessitent généralement l'ajout d'agents chimiques tels que des coagulants et/ou des polyélectrolytes par exemple, un approvisionnement énergétique et le fonctionnement nécessite du personnel hautement qualifié. Les deux dernières méthodes sont considérées comme des techniques à faibles coûts car elles consomment peu d'énergie, elles sont de conception simple et facile de fonctionnement. Les lits de séchage et les lits plantés pour la déshydratation et la minéralisation des boues sont des techniques qui permettent également la stabilisation et la minéralisation des boues, et produisent un produit final qui peut être éliminé ou réutilisé en agriculture en toute sécurité. De plus, étant donné que l'eau qui est enlevée des boues percole au travers des lits, ces techniques peuvent réduire de 60% les concentrations généralement élevées de DCO et DBO, elles peuvent nitrifier jusqu'à 80% et réduire les entérobactéries de 2 à 3 ordre de grandeur (Heinss and Koottatep, 1998).

TABLEAU 7-1 : POTENTIEL DE DESHYDRATATION DES DIFFERENTES TECHNIQUES D'ÉPAISSISSEMENT DES BOUES

<i>Technique de séchage</i>	<i>Centrifugeuse</i>	<i>Presse à bandes filtrantes</i>	<i>Filtre presse</i>	<i>Lits de séchage</i>	<i>Lits de roseaux pour le séchage des boues</i>
% Matière sèche	23 (15-20 ^a)	24 (15-20 ^b)	32	10 ^b	30 - 40

^a Valeurs normales observées

^b Valeurs dépendant de la durée du traitement et du climat

Source: Adaptée de Nielsen, 2003

7.1.1 Définition et type de boues

Les boues sont le sous produit semi-solide issu du traitement des eaux usées qui contient les composés décantés ainsi que ceux ajoutés durant le procédé de traitement. Les boues issues du traitement des eaux usées sont des boues primaires et secondaires selon leur endroit de production dans la filière de traitement. Ces deux types de boues ont des caractéristiques distinctes, dépendant de la nature des solides qu'elles contiennent.

Les boues primaires sont issues du traitement primaire des eaux usées, tel que par exemple une fosse de décantation destinée à l'enlèvement des particules

inorganiques (sable et gravillons), des particules organiques denses et de substances colloïdales qui peuvent précipiter des eaux usées. Les quantités et caractéristiques des boues primaires dépendent de la capacité de la fosse de décantation, des performances hydrauliques et de la qualité de l'effluent d'entrée traité.

Les boues secondaires proviennent des traitements biologiques secondaires et sont issues de la conversion de composés organiques et de substrats en biomasse et microorganismes. Les boues secondaires peuvent également contenir des solides qui n'ont pas été enlevés lors du traitement primaire. La quantité et les caractéristiques des boues varient selon la filière de traitement, l'efficacité du traitement primaire, la concentration en matière organique de l'eau usée traitée, et des conditions climatiques locales. D'une manière générale, les boues secondaires ont des teneurs en matières organiques élevées, une densité relativement basse due aux particules floculentes et des faibles concentrations en solides inorganiques. De par leurs compositions inhérentes, les boues secondaires sont plus difficiles à traiter.

Les boues mixtes sont issues de stations de traitement qui n'utilisent pas de sédimentation primaire et ont les caractéristiques des boues primaires et secondaires. Le traitement des boues mixtes est difficile car les caractéristiques des boues fluctuent et il n'y a dès lors pas de protocole de traitement normalisé.

Les boues chimiques sont issues du traitement chimique des eaux usées et contiennent des sels, des polyélectrolytes et des agents chimiques utilisés pour améliorer le retrait des particules solides et pour précipiter les nutriments. Les caractéristiques des boues dépendent des agents de précipitation utilisés, de la qualité de l'eau à traiter et des paramètres de fonctionnement de la station.

7.1.2 Les caractéristiques des boues

Les caractéristiques générales des boues sont physiques, chimiques et biologiques.

Les caractéristiques physiques comportent les teneurs en matières solides et la répartition granulométriques des particules solides.

La teneur en matière solide est le poids sec divisé par le poids total des boues. Les solides volatils (SV ou Volatils Solids – VS) mesure la teneur en matière organique dans les boues par méthodes gravimétriques. Les SV sont déterminés en portant un échantillon de poids connu à la température de 550°C pour volatiliser la matière organique. La distribution granulométrique de la boue a une incidence sur la tendance d'une boue à retenir l'eau.

Les caractéristiques chimiques dépendent majoritairement de l'origine des eaux usées traitées. Elles décrivent les composés chimiques des boues et indiquent le potentiel d'une boue à être réutilisée après stabilisation. Les paramètres communément analysés sont l'odeur, les matériaux organiques, et la teneur en métaux. Si une réutilisation est attendue d'autres composés tels que l'azote, le phosphore, des métaux spécifiques et des possibles composés toxiques doivent être évalués afin que le produit final réponde aux normes locales en vigueur.

Les caractéristiques biologiques déterminent les pathogènes des boues, ce qui est coûteux et difficile car cela implique l'identification des virus, bactéries, protozoaires et helminthes qui peuvent engendrer des maladies. S'il y a un objectif de réutilisation, la détection de certains pathogènes peut être obligatoire.

Le traitement des boues est nécessaire pour des raisons sanitaires, environnementales et économiques. Les boues peuvent être un risque sanitaire important par leur contenance d'une large variété de pathogènes et de substances incertaines qui peut affecter les populations exposées. Les boues non traitées produisent des dégagements gazeux désagréables et sont des sources de vecteurs de maladies. Il est donc nécessaire d'immobiliser les pathogènes et des contrôler les substances qu'elles contiennent. La réduction du volume est aussi un élément important pour réduire les coûts et rendre leur réutilisation économiquement attractive.

7.1.3 Les filières de traitement naturel des boues

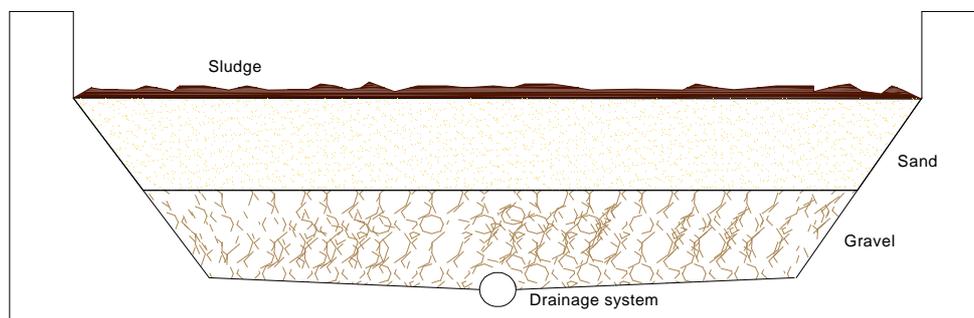
Les procédés de traitement peuvent être décrits par les concentrations en solides dans les boues produites. L'épaississement des boues se fait généralement *in situ*, par des procédés techniques, pour enlever une fraction liquide et augmenter la concentration en solides. Jusqu'à 5% de matière sèche (MS) la boue garde ses « caractéristiques liquides ». La déshydratation des boues retire une fraction plus importante d'eau pour accroître les solides jusqu'au moins 20%. La boue attendue doit se comporter comme un produit solide. Les boues sèches ont une très faible teneur en eau, selon les procédés de traitement choisis et des caractéristiques des boues, 100% de l'eau peut être retirée. La stabilisation des boues transforme les solides biologiques en produits non cellulaires. Les filières naturelles de traitement des boues améliorent la qualité du produit, réduisent les inconvénients potentiels et aboutissent à l'obtention d'un produit final qui peut être réutilisé sans risque. Ces filières sont les lits de séchage, le compostage, l'épandage, les lits de roseaux, les lagunes de séchage des boues et la stabilisation à la chaux.

Les lits de séchage

Les lits de séchage des boues construits sur des filtres à sables sont opérationnels depuis des décennies. Ils sont considérés comme relativement aisés de fonctionnement et peuvent produire un produit final déshydraté stable (WEF, 2003). Ils sont recommandés pour les petites collectivités et peuvent être utilisés sous pratiquement tous les climats. Néanmoins, ils nécessitent de grandes étendues et un travail intensif, ils sont économiquement compétitifs là où le terrain et la main d'œuvre sont à des prix abordables.

La boue est principalement séchée par drainage et évaporation de la phase liquide, l'eau est emportée par gravité, percole au travers du lit de sable jusqu'au fond du lit et est collectée et enlevée du lit par des tuyaux sous-jacents. Une fraction de l'eau ne percole pas et forme un surnageant qui est enlevé par évaporation. La boue va s'accumuler à la surface du lit de sable avec une teneur en matière sèche de l'ordre de 10% à 90%, en fonction du temps de séchage et du climat. La Figure 7-1 montre un schéma d'un lit de séchage classique.

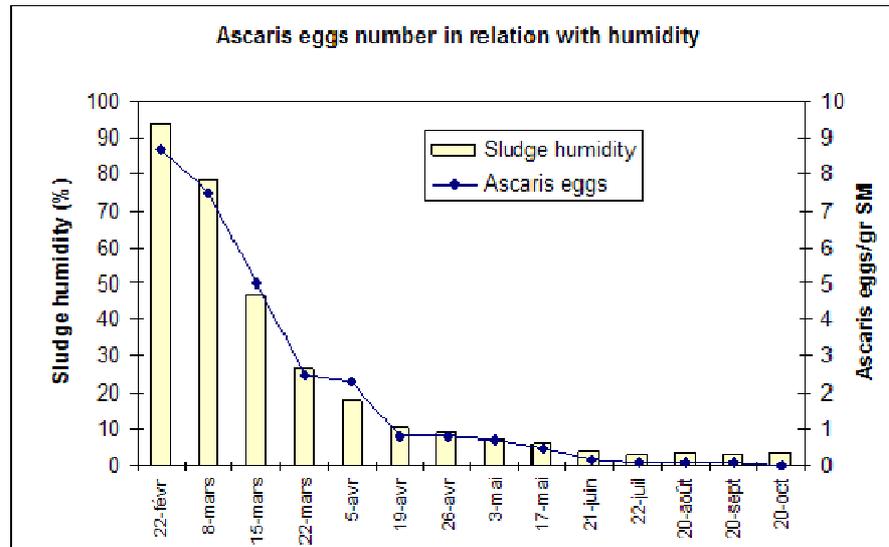
FIGURE 7-1 : LIT DE SECHAGE DE BOUE



Les murs d'enceinte doivent avoir des bords libres de 0,5 à 0,9 m pour pouvoir stocker la boue durant son séchage. Le fond du lit est constitué de graviers grossiers (3 à 25 mm de diamètre) sur une profondeur de 20 à 50 cm contenant le système de drainage. Le dessus du lit est constitué d'une couche de 20 à 50 cm de sables, séparés des graviers par un tissu géotextile. Le sable doit être propre, dur et de bonne qualité ; la granulométrie recommandée est de 0,3 à 0,8 mm avec un coefficient d'uniformité proche de 3,5, sans être supérieur à 4. Le système de drainage est constitué de tuyaux de diamètre 110 mm minimum, en matériau inerte (vitrifié, PVC, etc.) et placé au fond du lit avec une pente minimale de 1% pour favoriser une collecte rapide et une évacuation efficace des eaux de drainage. La boue pompée ou transportée sur les lits de séchage doit être épanchée uniformément à la surface des lits et remplir le lit complètement. Un système classique est constitué de plusieurs lits, alimentés alternativement afin de laisser un temps de drainage nécessaire à l'eau pour percoler et à la boue pour sécher. La taille et le nombre de lits dépendent entre autre de la taille de la station productrice des boues, des propriétés physico-chimiques des boues et des conditions climatiques locales.

Conjointement au séchage des boues, alors que les boues sont épanchées à la surface des lits, et que l'eau est drainée au travers des lits, la perte en humidité favorise la mortalité des pathogènes contenus dans les boues. Des tests menés à Ouarzazate, Maroc (Xanthoulis, 1996) ont montré que les œufs de parasites disparaissent complètement après 8 mois de séchage des boues dans les lits (Figure 7-2). La boue a été épanchée en couche de 40 cm d'épaisseur. Les œufs de parasites étant les plus résistants dans le temps, leur mortalité implique la disparition totale également des coliformes fécaux et salmonelles, ce qui permet de répondre aux normes imposées les concernant.

FIGURE 7-2 : EVOLUTION DE LA TENEUR EN HUMIDITE DES BOUES ET DE LA POPULATION D'OEUF D'ASCARIS



Le compostage

Le compostage est un procédé aérobie où les solides organiques sont biodégradés en dioxyde de carbone et en eau (IWA, 2006) en produisant un matériau stable (le compost) qui peut être utilisé comme un amendement agronomique pour les sols. Pour l'obtention d'un compost de bonne qualité, les réactions qui se produisent doivent générer des températures importantes qui doivent être maintenues tout au long du processus de compostage. Le compostage est une alternative intéressante pour stabiliser les boues, produire un produit réutilisable et réduire les pathogènes. Le compostage nécessite de la préparation et de la main d'œuvre. Avant de commencer le compostage, les boues ayant une teneur en eau élevée, l'ajout d'agents gonflant (copeaux de bois, paille, déchets organiques solides, etc.) est nécessaire pour augmenter la fraction solide des boues jusqu'à un minimum de 35% (Ministry of environment and energy, 1996).

Les méthodes de compostage les plus répandues sont les andins statiques aérés, les andins retournés et les systèmes fermés. Les andins aérés sont des tas de boues préparées de plus ou moins 2 m de haut, avec une injection mécanique d'air par des canalisations placées sous les andins. Le compostage requiert une préparation des boues, des infrastructures et de l'équipement. Pour maintenir une bonne porosité et faciliter les échanges gazeux et le transfert de l'air au travers des tas, une couche de copeaux de bois est placée entre le système d'aération et le tas de boue. L'air est injecté par intermittence pour ne pas refroidir la pile et affecter le procédé de compostage. Les andins retournés sont une méthode similaire où la boue préparée est stockée en piles de 1 à 2 m de haut, mais l'approvisionnement en air se fait par un mélange et retournement des andins (Crites *et al.* 2006). Cette méthode génère des odeurs désagréables. Les systèmes fermés sont des cuves fermées, principalement utilisées en cas de conditions climatiques défavorables et pour optimiser le traitement par un contrôle des paramètres de compostage.

Selon les conditions climatiques, les caractéristiques des boues compostées et la méthode de compostage utilisées, le procédé nécessite 4 à 8 semaines. Lorsque la boue est stabilisée, le composte doit resté stocké pour la maturation et le séchage. Le temps de stockage a des répercussions économiques et opérationnelles. Plus le temps de séjour est long, plus les infrastructures nécessaires doivent être grandes.

L'épandage

L'épandage sur les sols consiste à appliquer les boues (liquides, séchées ou déshydratées) à la surface du sol ou à les y enfouir à des fins agricoles, forestière ou de restauration. L'application en surface implique généralement l'épandage des boues liquides par des asperseurs sous pression, des fossés drainants ou des tuyaux d'épandage. Les boues déshydratées peuvent être enfouies ou labourées dans le sol. Les boues sèches peuvent être conditionnées en vrac ou ensachées pour une application manuelle ou mécanique à la surface du sol.

L'épandage agricole permet de réduire la quantité d'agents fertilisant à employer par l'agriculteur et améliore les conditions de sol. Des normes locales régissent l'épandage des boues par des limitations portant généralement sur les teneurs en métaux lourds et les composés organiques dans le souci de la protection des réserves en eau souterraines. Pour une application au champ, les boues liquides peuvent être préférées car leurs teneurs en nutriments sont plus élevées que dans les boues séchées ou déshydratées.

Les lits de roseaux pour la déshydratation et minéralisation des boues

Les lits de séchage plantés sont classés comme une technique séparative eau-solide qui permet un assèchement efficace des boues et produit un matériau minéralisé qui peut être utilisé comme amendement et source de nutriments pour l'agriculture. Les résultats de diverses recherches menées dans différents pays amènent plusieurs options technologiques pour les systèmes de déshydratation plantés. La caractéristique principale est l'utilisation combinée de lits plantés et remplis de sable-graviers qui sont chargés séquentiellement de boues pour permettre des procédés physico-chimiques et biologiques d'égoutter et minéraliser les boues. Habituellement, les plantes sélectionnées pour ces systèmes sont les roseaux (*Phragmites australis*), mais d'autres héliophytes peuvent vraisemblablement être utilisés. Des expériences allemandes rapportent l'utilisation de lits plantés avec des herbes, appelés « lits d'humification » (voir Pabsch, 2004 pour plus d'informations).

Les lits de roseaux pour la déshydratation et la minéralisation des boues consistent en plusieurs lits remplis de graviers et plantés de roseaux, à la surface desquels la boue est épandue par bâchées. Les parties solides et liquides de la boue sont séparés sous les influences combinées de la végétation, du sol, du soleil et de la gravité. La fraction solide de la boue reste à la surface du lit, alors qu'une part de la fraction liquide est drainée et percole au travers du lit de graviers. Entre chaque bâchées, une période d'égouttage est respectée avant l'apport d'une nouvelle couche de boue à la surface du lit. Ce procédé se poursuit jusqu'au remplissage complet du lit par les boues déshydratées, ce qui prend plus ou moins 10 ans; le lit

est alors vidé et le procédé recommence. L'eau drainée au travers du sable et des graviers du lit, rencontre dans le filtre non saturé des conditions majoritairement oxygènes ; l'effet filtrant du substrat réduit la concentration en polluant de l'eau récoltée dans le réseau de drainage au fond du lit ; l'eau récoltée est ré-envoyée dans la station de traitement des eaux usées, productrice des boues.

La déshydratation des boues se produit par le drainage de l'eau sous l'effet de la gravité. Un séchage plus poussé implique la libération de l'eau capillaire. Simultanément, le volume des boues est réduit par la perte en eau par les phénomènes d'évaporation et évapotranspiration. La minéralisation des matières organiques présentes dans les boues les transforme en un matériau homogène et sûr. Le procédé de séchage est optimisé sous l'action des plantes. Leur contribution se manifeste par la croissance continue des roseaux, mais aussi sous l'effet mécanique du vent dans les tiges qui crée de nouveaux chemins de drainage pour l'écoulement de l'eau, ce qui améliore le drainage et empêche le colmatage de surface.

FIGURE 7-3 : EFFET DES PLANTES A LA SURFACE D'UN LIT PLANTÉ DE SÉCHAGE ET MINÉRALISATION DES BOUES

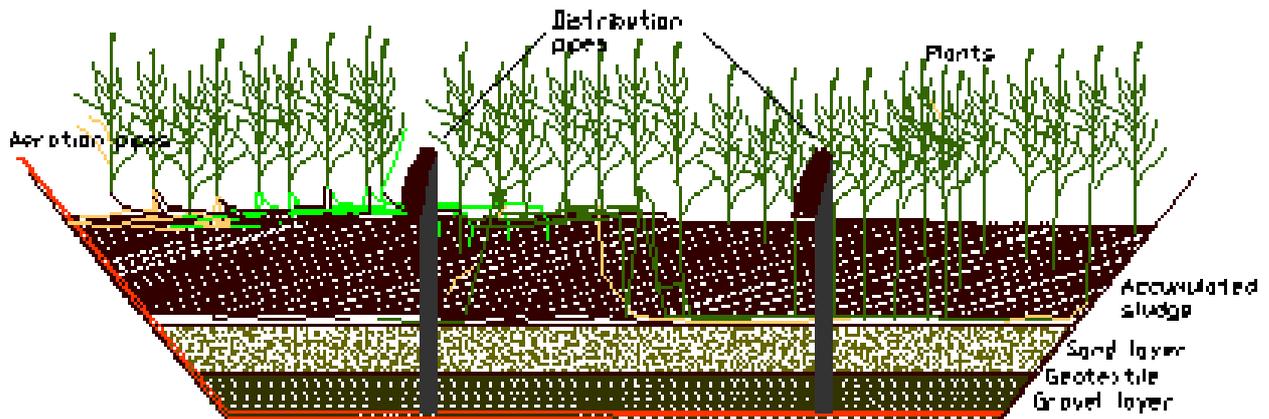


Le dimensionnement et le fonctionnement de ces systèmes dépendent de plusieurs facteurs impliquant la nature et la biologie ainsi que les caractéristiques chimiques et physiques des boues. D'autres facteurs sont les conditions climatiques locales, le volume des boues à traiter, les normes de rejet, l'utilisation finale de la boue, et la législation locale pour ce type de procédé.

La Figure 7-4 présente un schéma de ces lits plantés pour le séchage et la minéralisation des boues. Les lits nécessitent un bassin imperméable pour recevoir la plantation, des plantes, différentes couches de sable, sol et graviers, un système de distribution, un système de drainage et un système d'aération passive pour maintenir un flux d'air au fond du lit et au travers du substrat. Tous les systèmes comportent un minimum de plusieurs lits, avec un minimum de huit, pour alterner la charge des boues et fournir une période de repos suffisante entre les bâchées pour

que les processus biologiques et physiques puissent se dérouler, et pour éviter le colmatage des lits. Chaque lits nécessite d'être vidés après une période de fonctionnement de plus ou moins dix ans, et pouvoir ensuite être remis en fonctionnement et recevoir à nouveau des boues (Nielsen, 2003).

FIGURE 7-4 : VUE EN COUPE D'UN LIT DE ROSEAUX POUR LA MINERALISATION DES BOUES



Le schéma montre les composants du système

Il y a trois étapes au fonctionnement d'un lit de roseau pour le traitement des boues. Au démarrage et durant les deux première années, la charge en boues doit être inférieure à la charge prévue par le dimensionnement. Après la phase de démarrage, les plantes sont complètement développées et au maximum de leur capacités, les lits peuvent alors être chargés selon les prévisions. Durant la troisième phase, à partir de huit ans de fonctionnement, les lits sont vidés pour retirer les boues déshydratées. Les lits sont ensuite vidés par lots de deux, et ne seront plus chargés durant la période estivale (ou saison sèche) pour maximiser la teneur en matière sèche des boues qui seront enlevées. Les lits sont vidés successivement sur une période qui peut s'étaler sur quatre ans, selon le nombre de lits et les besoins. Lorsqu'un lit est vidé, il redémarre à la première phase de fonctionnement (voir Figure 7-5). Le dimensionnement et le calcul du nombre des lits doit donc tenir compte des stades de fonctionnement et des vidanges requises pour un fonctionnement optimal de la station de traitement des boues.

La construction et le fonctionnement de lits de roseaux pour le traitement des boues sont relativement peu couteux et ne nécessitent pas un personnel hautement qualifié. De plus, les roseaux sont robustes et peuvent endurer des qualités très variables de boues.

Ces systèmes sont largement répandus et efficaces dans les régions sous climat tempéré, où ils ont été largement documentés sous tous leurs aspects. Leur application dans les zones tropicales et subtropicales n'est pas aussi répandue, ce qui explique le peu d'informations disponibles. Ces procédés semblent plus efficaces sous climats tempérés, de par les températures plus basses et plus stables qui accélèrent les processus biologiques et n'engendrent pas de fluctuations qui affectent l'efficacité du procédé.

FIGURE 7-5 : RECHARGE DE BOUES APRES LA VIDANGE DES BOUES DESHYDRATEES D'UN LIT REMPLIS

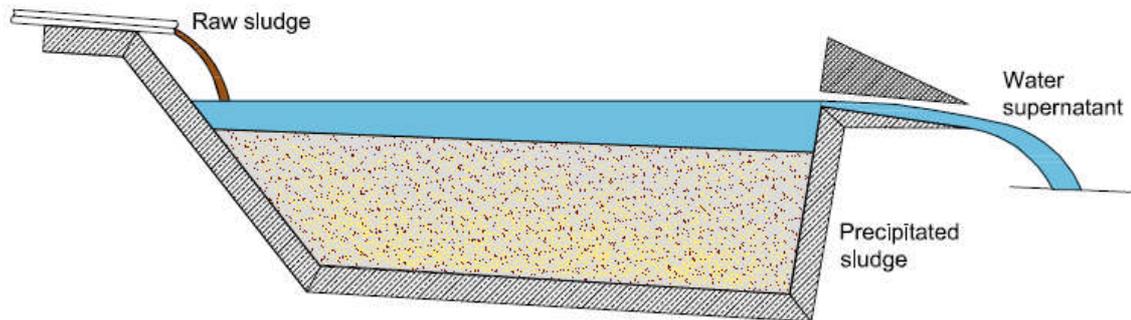


A l'arrière plan, on peut voir au autre lit vidangé et des lits avec leur végétation en phase de pleine croissance et productivité maximale.

Les lagunes de séchage des boues

Dans les lagunes de séchage des boues, les boues de station de traitement des eaux usées sont simultanément stockées, déshydratée et séchées (voir Figure 7-6). La gravité et le débit séparent, déposent et épaississent les solides dans le fond de la lagune. Ce procédé nécessite un temps de séjour relativement long dans la lagune. Les solides précipitent et s'agglomèrent dans le fond, alors que le liquide surnageant est enlevé en surface en continu ou par intermittence et est renvoyé à l'entrée de la station de traitement des eaux usées. Lorsque les solides retenus et agglomérés dans le fond de la lagune atteignent une hauteur prédéterminée, la lagune est drainée et les solides sont séchés (Peavy *et al* 1986). Quand les boues sont suffisamment sèches, elles sont retirées de la lagune et entreposés, ou utilisée, comme il se doit.

FIGURE 7-6 : COUPE TRANSVERSALE D'UNE LAGUNE DE SECHAGE DES BOUES



Une lagune de séchage consiste classiquement en un bassin imperméable (les bassins perméables pourraient contaminer les eaux souterraines) avec une capacité de stockage suffisante pour permettre la sédimentation des boues sous certaines conditions hydrauliques. Plusieurs lagunes de séchage doivent être construites vu que ce procédé demande des périodes de repos pendant lesquelles les boues sèchent. Le nombre et la dimension des bassins dépendent des caractéristiques des boues, de leur volume et des conditions climatiques du site.

La stabilisation à la chaux

La stabilisation à la chaux permet un contrôle des odeurs et un retrait des bactéries. De plus, la stabilisation chimique améliore le conditionnement de la boue et permet des traitements et déshydratation ultérieurs plus efficaces. La stabilisation implique l'ajout d'agents alcalins, comme la chaux par exemple, dans le but d'augmenter le pH durant une période qui permette l'inactivation des micro-organismes, ce qui engendre une réduction de la production d'odeurs et évite l'attraction de vecteurs de transmission. La chaux agit de surcroît comme un agent épaississant qui améliore la déshydratation de la boue.

Certaines contraintes de dimensionnement sont les caractéristiques et le volume des boues, le temps de contact, la température et le pH, la sélection des agents alcalins pour la stabilisation et la méthode de mélange. La chaux peut être injectée sous forme liquide ou ajoutée sous un conditionnement de poudre ou de pellets. Le dosage de la chaux dépend de l'alimentation du système, du volume et de caractéristiques des boues, et de la qualité des boues désirées. Des tests en continu déterminent les ajustements à apporter sur le dosage chimique et l'optimisation de la qualité des boues.

7.1.4 Considérations climatiques et spécificités des sites de fonctionnement

Due aux principes de fonctionnement des systèmes de traitement extensifs des boues, l'importance des surfaces requises pour le traitement dépend des conditions climatiques. Des adaptations plus poussées liées au climat peuvent être nécessaires pendant le traitement pour optimiser la qualité du produit final.

7.2 Dimensionnement du système

7.2.1 Qualité et caractéristique des boues

L'élimination des boues est l'opération la plus onéreuse du traitement des eaux usées. De plus, le dépôt et la réutilisation à des fins agricoles sont de plus en plus soumis à des dispositions légales et des contrôles relatifs aux matériaux biologiques. Le traitement et le conditionnement adéquats sont dès lors importants à concevoir lors de la conception d'un système de traitement des eaux usées.

De l'origine des eaux usées vont dépendre les matières en suspension et matériaux qui seront présents dans les eaux usées ; qui vont à leur tour déterminer le contenu des boues. À côté des organismes typiques des traitements biologiques (systèmes par boues activées), les boues comprennent des composés chimiques ajoutés durant le traitement. Pour calculer la quantité de boues produite par une station de traitement des eaux usées, une bonne méthode est un bilan de masse des matériaux solides de toutes les étapes opérationnelles de la station de traitement. Le bilan de masse doit comprendre les transformations qui se déroulent dans le procédé de traitement et qui affecte le total des matériaux solides produits. Les paramètres à prendre en compte sont la DBO₅, les solides en suspension, le débit, les recirculations, les bilans en azote et en phosphore et les agents chimiques ajoutés dans le processus de traitement. Le calcul exact du bilan de masse des boues lors de l'élaboration du dimensionnement est difficile et des ajustements sont nécessaires dès la mise en route de la station de traitement. Selon Spinoso L. and Vesilind P. A. (2002), la quantité de boues produites pour des eaux usées domestiques classiques est de 0,25 kg/m³ d'eaux usées traitées (pour plus de détails, voir Metcalf and Eddy, 2002).

Les caractéristiques des boues varient d'un endroit à l'autre, tout autant que la vitesse à laquelle les boues peuvent libérer l'eau. Les quantités de boues dépendent de leur lieu de production (primaire ou secondaire, voir Tableau 7-2), de la technologie utilisée pour le traitement des eaux usées, du dispositif de fonctionnement, du type d'eau (pourcentage d'eau industrielle), des agents chimiques et coagulants utilisés pendant le traitement, des conditions locales climatiques et des cycles hydrauliques de fonctionnement.

TABLEAU 7-2 : CARACTERISTIQUES DES BOUES PRIMAIRES ET SECONDAIRES

Paramètres	Boues primaires Concentration selon le poids sec	Boues secondaires Concentration selon le poids sec
Solides totaux (ST), %	2.0 - 8.0	0.4 - 1.2
Solides totaux volatils, % de ST	60 - 80	60 - 85
Graisse, % de ST	5.0 - 8.0	5 - 12
Phosphore, % de ST	0.8 - 2.8	1.5 - 3.0
Protéines, % de ST	20 - 30	32 - 40
Cellulose, % de ST	8 - 15	
Azote, % de ST	1.5 - 4.0	2.4 - 7.0
pH	5.0 - 8.0	6.5 - 8.0

Source: Adapté de WEF, 2003

Au final, le volume des boues produites et ses caractéristiques dépendent de l'origine de l'eau, du type de traitement et de son efficacité. La quantité de solides sur base du poids sec pour une boue primaire peut être estimée par l'équation suivante :

$$M_{ps} = \xi.TSS.Q \quad (\text{E. 88})$$

Où:

- M_{ps} = Poids sec total de solides primaires [kg/d]
- ξ = efficacité du traitement primaire
- TSS = Solides en suspension totaux dans l'effluent d'entrée [kg/m³]
- Q = le débit [m³/d]

La production de biosolides par le traitement secondaire peut s'estimer de manière suivante :

$$M_{ss} = \gamma.DBO_5.Q \quad (\text{E. 89})$$

Où:

- M_{ss} = Poids sec total de solides primaires [kg/d]
- γ = facteur qui se rapporte à la DBO_5 apportée au système sous forme de biomasse [kg/kg]
- DBO_5 = DBO_5 enlevée par le traitement secondaire [kg/m³]
- Q = débit [m³/d]

7.2.2 Choix du traitement

Le système de traitement doit avoir la possibilité de traiter les volumes de boues produits, incluant des pics de production potentielle, sans utiliser en permanence sa pleine capacité de fonctionnement. Le système de traitement choisis doit aussi produire un produit final avec une valeur ajoutée afin que les boues finales soient une ressource nouvelle et que l'élimination finale ne soit pas une charge économique et environnementale. La génération de nuisances olfactives est le plus souvent le premier désavantage et une gestion des odeurs ou un isolement de la station de traitement est recommandée.

7.2.3 Choix du site

Pour des raisons économiques et environnementales, les stations de traitement des boues sont souvent localisées proche ou dans l'enceinte même de la station de traitement des eaux usées. Des stations de traitement de boues regroupent et traitent parfois les boues générées dans plus d'une station de traitement d'eaux usées, leur localisation affectera grandement les coûts de transport des boues.

7.2.4 La réutilisation des boues

Les boues brutes ne doivent pas être entreposées librement dans l'environnement, car il existe un risque réel de transmission de maladies par les pathogènes contenus dans les boues. Même à la suite de traitement et stabilisation biologique, un traitement additionnel peut être nécessaire avant une réutilisation ou un épandage. La boue peut ne pas être adaptée à une réutilisation s'il y a la présence de métaux lourds ou composés toxiques ; elle est dans ce cas envoyée sur un site d'élimination (décharge ou incinération, par exemples). Le sort final des boues dépend de la législation locale pour leur rejet. Les pratiques les plus répandues pour la réutilisation des boues sont l'épandage au champ et l'utilisation de boues compostées (voir section 4.1.3.).

L'application en champ à des fins agricoles est l'épandage des boues à des taux qui peuvent profiter aux cultures. Ces taux d'épandage dépendent des besoins en nutriments des plantes (culture fourragère et/ou forestière), des sols, et des impacts possibles sur l'écosystème.

Des boues compostées ont été utilisées avec succès comme agent de conditionnement en agriculture, horticulture et gestion forestière. Le compost fournit des nutriments au sol ; par sa forte teneur en carbone, il améliore la structure des sols en favorisant son aération, la percolation de l'eau et la croissance racinaire. Avant toute utilisation de boues compostées, elles doivent être analysées pour les teneurs en pathogènes qui pourraient affecter les travailleurs qui sont en contact avec le compost, même si le compostage est supposé éliminer cette menace. Un autre aspect à prendre en compte lors de l'utilisation de boues compostées est l'absence de métaux lourds et composés toxiques.

Une autre utilisation alternative des boues est l'application de boues à des fins de réhabilitation environnementales (couverture de décharges, mines, paysage routier, par exemple).

Si la présence de métaux lourds ou composés organiques interdisent la réutilisation des boues, elles doivent être mises en décharge ou incinérées. La mise en décharge de boues contaminées par des fortes concentrations en métaux lourds doit faire l'objet d'une attention particulière afin de ne pas contaminer les eaux souterraines par les lixiviats de la décharge. L'incinération des boues demande de l'énergie, ce qui rend cette option coûteuse, en sachant que des métaux et substances toxiques peuvent se volatiliser, et que les gaz doivent être traités (Hammer M.J, 1995).

7.2.5 Traitement de l'excédent aqueux

L'eau contenue dans les boues varie significativement selon le type de boues et le procédé de traitement. Tous les traitements génèrent un excédent aqueux. L'origine des boues et ses caractéristiques déterminent la qualité de l'eau résiduelle produite, qui peut contenir de fortes concentrations en polluants. L'eau drainée des boues est collectée et recirculée dans la station de traitement des eaux usées lorsque le traitement des boues est réalisé dans l'enceinte de la station de traitement

des eaux. La solution idéale est sans doute de collecter et pomper l'eau excédentaire vers la tête de la station de traitement des eaux, en la mélangeant aux eaux usées brutes qui entrent dans la station. Si le système de traitement des boues est décentralisé, une station pour traiter cette eau résiduaire peut être nécessaire.

7.2.6 Le contrôle des odeurs

Les boues brutes d'une station de traitement des eaux usées à une odeur caractéristiques très forte qui dépend du type de boue, du niveau de traitement des boues et des conditions climatiques locales. Les odeurs sont générées par les microorganismes anaérobies, ce qui signifie que pour éviter les nuisances olfactives, le traitement des boues ne doit pas être surchargé. Une autre mesure passive pour minimiser les impacts sur les communautés avoisinantes est l'isolement du site par la plantation d'une ceinture verte d'arbres dans des zones tampons.

7.3 Location et installation

7.3.1 Dispositions et dimensions

La superficie nécessaire, la disposition et les dimensions du système dépendent du traitement des boues choisis, des quantités et du type de boues à traiter et des conditions climatiques locales.

7.3.2 Les impacts environnementaux

Comme tout autre projet, la construction d'une installation de traitement des boues nécessite une étude d'impact environnemental. La nature du procédé génère généralement des résistances de la part des communautés locales. Il est dès lors nécessaire de l'impliquer dans l'évaluation environnementale.

7.4 Coûts

Selon Peavey et al. (1986), la construction d'installation de traitement des boues peut représenter 40% à 60% des coûts de construction d'une station de traitement des eaux usées. Comptabilisés aux coûts en capital, les coûts de fonctionnement pour la gestion des boues peuvent atteindre jusque 50% des coûts totaux de fonctionnement de la station de traitement des eaux usées, et doivent donc être budgétés dans les coûts totaux de fonctionnement.

7.4.1 Coûts en capital

Les coûts en capital représentent les coûts de dimensionnement et le coût des matériaux utilisés pour la construction du système. Vu que les coûts varient d'un endroit à un autre, l'évaluation doit être faite sur base des prix locaux et le détail des dépenses générées par le processus entier de traitement. Une extrapolation des coûts et dépenses sur base d'autres réalisations génère des erreurs.

7.4.2 Coûts de fonctionnement et maintenance

Les coûts de fonctionnement et maintenance dépendent également des conditions économiques locales. La plupart de ces coûts pour la gestion des boues sont liés à la main d'œuvre et des salaires locaux. Le suivi de fonctionnement représente le suivi de la qualité et le contrôle des débits. La maintenance inclus la l'entretien des pompes et des infrastructures hydrauliques, le contrôle des adventices et des agents infectieux, la maintenance esthétique, la signalisation et l'entretien des clôtures.

7.5 Références

CRITES, R., MIDDLEBROOKS, E.J., and REED, S., 2006. *Natural wastewater treatment systems*. Taylor and Francis, 552 p., New York, USA.

HAMMER, M. J., 1995. *Water and waste technology*. Prentice Hall 3rd ed., 547 p., New Jersey, USA.

HEINSS, U., and KOPOTTATEP, T., 1998. *Use of reed beds for faecal sludge dewatering: A synopsis of reviewed literature and interim results of pilot investigations with septage treatment in Bangkok, Thailand*. (EAWAG), (SANDEC) and (AIT).

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION, 2006. *Municipal wastewater management in developing countries: principals and engineering ed*. Ujang Z. & Hense M., IWA publishing, 334 p., London, UK

METCALF and EDDY, 2002, *Wastewater engineering, treatment and reuse, ed*. Tchobanoglous G, Burton F., and Stensel D., 4th ed. McGraw-Hill, 1848 p., London, UK.

MINISTRY OF ENVIRONMENT AND ENERGY, 1996. *Catalogue of alternative for the removal methods of wastewater sludge* (in Danish *Katalog over alternative bortskaffelsesmetoder for spildevandsslam..*). The Ministry of Environment, Denmark (Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning) No. 3.

NIELSEN S, 2003. *Sludge treatment in wetland systems in proceedings of 1st international seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands, Lisboa 8 -10 May 2003*. Ed. Dias, V. & Vymazal J., 151-193 pp, Lisbon, Portugal.

PEAVY, H.S., ROWE, D.R., and TCHOBANOGLOUS, G., 1986. *Environmental engineering*. McGraw-Hill, 699 pp, Singapore.

PABSCH H, 2004. *Batch Humification of Sewage Sludge in Grass Beds* DBU Göttingen, Technical University of Hamburg, Hamburg. (Doktor-Ingenieur dissertation).

SPINOSA, L., and VESILIND, P.A., 2002. *Sludge into solids processing, disposal and utilization*. IWA publishing, 334 p., London, UK.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 2003. *Wastewater treatment plant design, ed*.

XANTHOULIS D. 1996. - Rapport de synthèse: *Réutilisation des eaux usées à des fins agricoles, Ouarzazate, Maroc*. PNUD, FAO, MARA - Maroc,

8. LA REUTILISATION DES EAUX USEES

8.1 Introduction

La récupération des eaux usées et la réutilisation à des fins agricoles (irrigation, par exemple), industrielles (eaux de refroidissement, p.e.), domestiques (chasse d'eau sanitaire, p.e.) ou urbaines (irrigation de parcs, p.e.) permettent de préserver les ressources existantes et d'augmenter les approvisionnements; ces pratiques sont de plus en plus répandue à travers le monde (voir Tableau 8-1). Le principal objectif de la réutilisation des eaux est de fournir plus d'eau à plusieurs catégories d'utilisateurs tout en favorisant le cycle naturel dont la stabilité participe à la protection de l'environnement.

TABLEAU 8-1 : APPLICATIONS A LA REUTILISATION DES EAUX USEES TRAITEES

Catégorie de réutilisation		Exemples d'applications
▪ Urbaine	Sans restriction	Irrigation de parcs, plaines de jeux, jardins d'écoles, parcours de golf, cimetières, zone résidentielle, ceinture verte, fonte des neiges
	Avec restriction	Irrigation d'aires peu fréquentées ou avec un accès contrôlé
	Autres	Bouche d'incendie, intervention en cas de catastrophe, construction
▪ Agricole	Cultures alimentaires	Irrigation de cultures pour la consommation humaine
	Cultures non alimentaire et/ou consommées après conditionnement	Irrigation de fourrages, fibres, fleurs, semences, pâtures, pépinières, gazon.
▪ Récréative	Sans restriction	Pas de limitation dans le contact : lacs et bassins pour la natation et neige artificielle
	Avec restriction	Pêcherie, navigation et autres activités récréatives sans contact avec l'eau
▪ Environnementale		Création de marais artificiel, amélioration des marais naturels, cours d'eau
▪ Recharge en eau des nappes		Recharge en eau des nappes souterraines pour l'eau potable, contrôle des intrusions salines, contrôle des affaissements de sols
▪ Industrielle		Système de refroidissement, alimentation de chaudières, de toilettes, de buanderies, nettoyage en construction, conditionnement d'air
▪ Domestique		Nettoyage, buanderie, air conditionné
▪ Potable		Mélange avec l'apport en eau municipal,

Source: Adapté de Asano et Levine, 1998

8.2 Types de réutilisation

8.2.1 Réutilisation agricole

La principale voie de réutilisation des eaux usées est l'agriculture. Les eaux usées traitées apportent une contribution importante en éléments fertilisants, tels que l'azote, le phosphore, la matière organique et d'autres oligo-éléments qui sont intéressants pour les cultures. La réutilisation de ces eaux pour l'irrigation accroît les rendements et les bénéfices des agriculteurs.

Les paramètres de qualité des eaux usées

Paramètres sanitaires

Il y a deux types de risques associés à la réutilisation directe et indirecte d'eaux usées traitées.

1. Un risque sur la santé et la sécurité des ouvriers travaillant au champ ou habitant à proximité immédiate de lieux où les eaux usées traitées sont réutilisées ; et
2. Un risque lié à la contamination des produits agricoles issus d'une production sous irrigation avec des eaux usées traitées. L'infection des hommes ou animaux peut se faire soit par une contamination primaire via une consommation ou une manipulation des produits ou par une contamination secondaire par la consommation de produits issus d'animaux qui ont séjourné dans les zones irriguées avec les eaux usées traitées (WHO, 1989).

Les deux types de contaminations constituent un risque sanitaire par :

1. L'accumulation possible de certains éléments toxiques (organiques et inorganiques) tels que les métaux lourds, les pesticides, les nitrates, etc. dans les plantes et l'ingestion d'éléments potentiellement toxiques lors de la consommation des cultures irriguées avec des eaux usées traitées contaminées (FAO, 1992); et
2. La présence de pathogènes, tels que des virus, bactéries, protozoaires et vers (helminthes) qui peuvent subsister dans l'environnement sur de très longues périodes et constituent un grand risque pour la santé (voir Tableau 8-2 : . Les paramètres principaux pour l'évaluation d'un risque pathogénique des eaux usées sont les analyses du dénombrement de coliformes fécaux (*Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, etc.) et de vers intestinaux de nématodes (*Ascaris*, *Trichuris* et ankylostomes).

Si les irrigations ne sont pas correctement menées, elles peuvent engendrer la pollution des eaux claires. L'irrigation peut être menée avec des eaux usées traitées sans une absence complète de pathogènes, moyennant le respect des règlements et des directives.

TABLEAU 8-2 : LA SURVIE DES PATHOGENES A 20-30°C

Type de pathogènes	Temps de survie en jours			
	Dans les fèces et boues	Dans l'eau claire et les égouts	Dans les sols	Sur les cultures
Virus				
<i>Entérovirus</i>	< 100 (< 20)	< 120 (< 50)	< 100 (< 20)	< 60 (< 15)
Bactéries				
Coliformes fécaux	< 90 (< 50)	<60 (<30)	< 70 (< 20)	< 30 (< 15)
<i>Salmonella</i> spp.	< 60 (< 30)	<60 (<30)	< 70 (< 20)	< 30 (< 15)
<i>Shigella</i> spp.	< 30 (< 10)	<30 (<10)	-	< 10 (< 5)
<i>Vibrio cholerae</i>	< 30 (< 5)	<30 (<10)	< 20 (< 10)	< 5 (< 2)
Protozoaires				
<i>Kystes d'Entamoeba histolytica</i>	< 30 (<1 5)	< 30 (< 15)	< 20 (<10)	< 10 (< 2)
Helminthes				
Œufs d' <i>Ascaris lumbricoides</i>	Mois	Mois	Mois	<60 (<30)

* les parenthèses donnent le temps moyen de survie en jours.

Source: Feachem & al., 1983

Paramètres agronomiques

La qualité physicochimique des eaux d'irrigation doit respecter les recommandations émises par la FAO pour la protection des plantes et des rendements cultureux. Pour une réutilisation agricole, seulement quelques paramètres sont pris en considérations :

- *La Conductivité électrique (CE)*

La conductivité électrique est exprimée en milliSiemens par centimètre ou en déciSiemens par mètre à 25°C et mesure les solides totaux dissous, ce qui donne une idée précise du risque de salinité. Un excès de salinité réduit les rendements agronomiques. L'accumulation de sels dans les sols dépend de la qualité de l'eau d'irrigation, ainsi que de l'irrigation elle-même. Il y a deux types de conductivité électrique : CE_W est la conductivité électrique de l'eau d'irrigation et CE_E est la conductivité du sol sur l'extrait de pâte saturée.

- *Le Ratio d'Absorption de Sodium (ou Sodium Absorption Ratio) (SAR)*

Des teneurs élevées en sodium peuvent modifier la structure physique des sols, ce qui affecte l'infiltration de l'eau dans les sols par réduction de la perméabilité. Cet effet du sodium dépend des teneurs en calcium et magnésium. Lorsque le sodium est présent sous forme échangeable, il peut remplacer les cations calcium et magnésium, ce qui induit un gonflement des feuillets argileux qui mène à leur désintégration. Un suivi du sodium échangeable présent dans les

sols est donc requis pour une gestion durable de la qualité des sols. Le SAR mesure la concentration relative en sodium de l'eau d'irrigation et le risque lié au sodium par la formule suivante :

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{(Ca + Mg)}{2}}} \quad (\text{E. 90})$$

Où Na, Ca, et Mg sont exprimés en milliéquivalents par litre [me/L]

Le SAR représente la teneur en ions sodium (Na^+) de l'eau d'irrigation et est lié au pourcentage de sodium échangeable (ESP, Exchangeable Sodium Percentage) que représentent les ions sodium Na^+ du sol par rapport à la somme des cations:

$$ESP = \frac{Na.100}{\sum \text{cations}} \quad (\text{E. 91})$$

Où :

- Na = Concentration de Na^+ [me/100gr]
- $\sum \text{cations}$ = Somme des concentrations de tous les cations [me/100gr]

- *L'azote nitrique ($\text{NO}_3\text{-N}$)*

L'azote présent en concentration élevée peut avoir un effet positif sur les rendements dans un premier temps, mais au-delà d'un certain seuil, l'effet devient dépressif et entraîne une baisse des rendements. La plupart des cultures ne sont pas affectées par des concentrations inférieures à 30 mg/L d'N, mais certaines ne tolèrent que 5 mg/L d'N/.

- *Les ions phytotoxiques*

Les ions les plus courants présents dans les eaux usées traitées et qui peuvent causer des toxicités aux plantes sont le bore (Br), le chlore (Cl) et le sodium (Na). Le bore est toxique en concentrations trop élevées. Certaines plantes y sont très sensibles. Les citronniers et les mûriers ne tolèrent pas des concentrations supérieures à 0,5 mg B/L. Le chlore est prélevé par les plantes et s'accumule au niveau des feuilles. En concentrations trop élevées dans les feuilles, le chlore assèche les tissus et brûle les feuilles.

- *pH*

L'écart de pH acceptable va de 6,5 à 8,4. Un pH en dehors de cette gamme révèle une qualité d'eau hors norme.

- *Les éléments traces, oligo-éléments et métaux lourds*

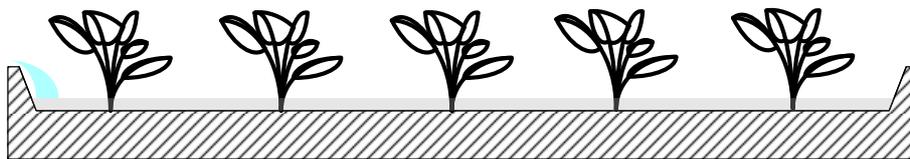
Un élément trace est un élément chimique dont la concentration est habituellement de moins de quelques mg/L dans des eaux habituelles d'irrigation. Les métaux lourds sont inclus dans les éléments traces. Les organismes vivants nécessitent certains éléments en quantité minime, qui deviennent toxiques et induisent des risques sanitaires lorsqu'ils sont présents en concentration plus élevée, ce sont les oligo-éléments. Une attention particulière doit être portée aux métaux lourds car ils intègrent la chaîne alimentaire après leur prélèvement par les plantes.

Les systèmes d'irrigation

Les systèmes et méthodes d'irrigation sont classés en cinq catégories selon la manière et l'endroit où est appliquée l'eau.

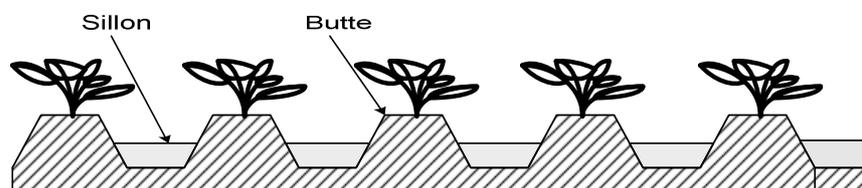
Irrigation en nappe : Il s'agit de la méthode la plus simple et la plus répandue pour irriguer les cultures. L'eau est appliquée sur l'entièreté du champ, s'écoule suivant une pente douce dans la culture et s'infiltré dans le sol (voir Figure 8-1).

FIGURE 8-1 : IRRIGATION EN NAPPE



Irrigation à la raie : les sillons sont les creux entre les buttes parallèles plantées, qui amènent l'eau (voir Figure 8-2). L'eau est déversée en tête des sillons et atteint les racines des plantes sur les buttes par capillarité.

FIGURE 8-2 : IRRIGATION A LA RAIE



Irrigation par aspersion : l'irrigation par aspersion est comparable à l'arrosage des pelouses, où l'eau est pulvérisée sous forme d'un jet d'eau dans toutes les directions (voir Figure 8-3:). Un asperseur est une buse sous pression qui pulvérise l'eau dans l'air en fines gouttelettes ; l'eau retombe ensuite sur les cultures en simulant une pluie. Le débit est ajusté pour que l'eau ne stagne pas

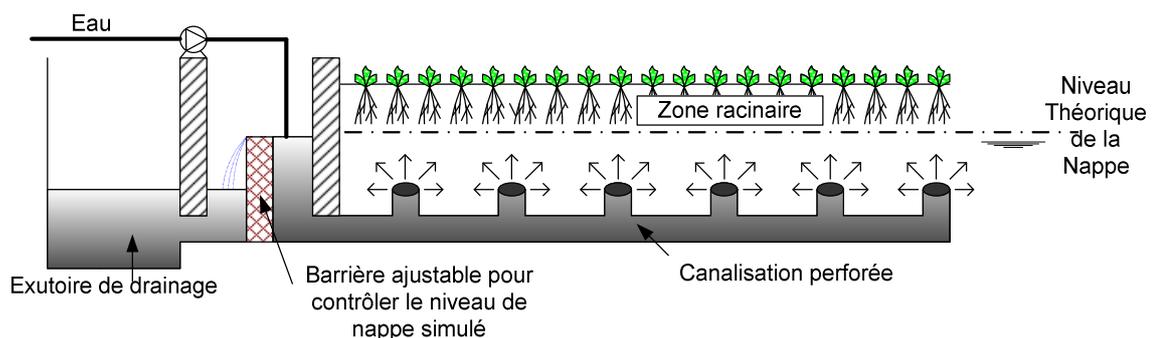
à la surface du sol. Un système peut comprendre un ou plusieurs asperseurs connectés sur le même tuyau d'amenée d'eau. Le ou les tuyaux d'amenée d'eau peuvent être des canalisations fixes qui supportent des asperseurs fixes ou montés sur des canalisations mobiles de types pivots ou enrouleurs par exemple, qui déplacent les asperseurs sur le champ irrigué. L'irrigation par aspersion est largement utilisée, même si son désavantage principal est une grande perte en eau par évaporation. Une sensibilité au vent est un autre désavantage.

FIGURE 8-3: IRRIGATION PAR ASPERSEUR MONTE SUR UN CANON ENROULEUR POUR L'IRRIGATION DE CULTURES MARAICHERES INDUSTRIELLES AVEC DES EAUX USEES D'UNE USINE AGRO-ALIMENTAIRE (SANS PATHOGENE)



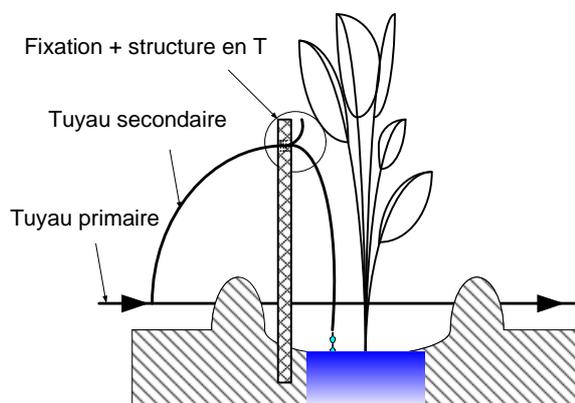
Irrigation de sous surface : l'eau est apportée sous la zone racinaire pour simuler une remontée artificielle de la nappe et fournir l'eau aux racines par capillarité. (Voir Figure 8-4 :). L'irrigation sous surface est réalisée par une canalisation perforée à intervalles réguliers, enterrée dans le sol juste sous le niveau de la zone racinaire.

FIGURE 8-4 : SCHEMA D'UNE IRRIGATION DE SOUS SURFACE



L'irrigation goutte à goutte : l'eau est appliquée localement et lentement à la base des plantes. L'eau est apportée au niveau de la zone racinaire et les tiges, les feuilles et les fruits ne sont pas en contact direct avec l'eau d'irrigation (voir Figure 8-5 :). Cette technique réduit les pertes en eau par évaporation et minimise les risques de percolation et de ruissellement.

**FIGURE 8-5 : IRRIGATION AU GOUTTE A GOUTTE
(AVEC UNE HAUTEUR AJUSTABLE POUR REGLER LE DEBIT)**



La sélection des cultures

Gestion de la salinité

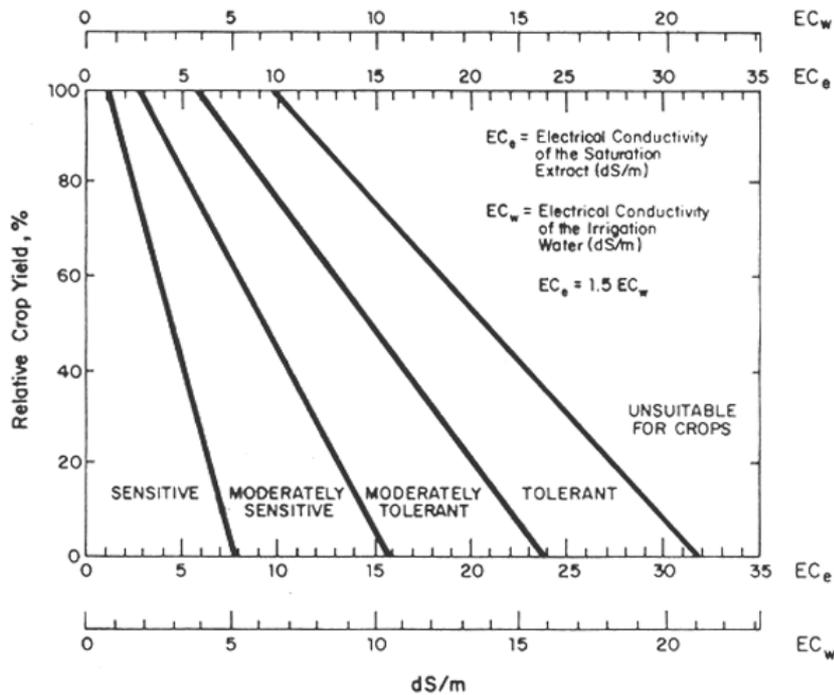
L'accumulation des sels réduit les rendements culturaux et peut mener à une infertilité totale des terres agricoles. Le drainage et la percolation appropriés de l'eau peuvent contrôler la salinité dans la zone du bulbe racinaire. Le drainage est la capacité d'un sol à éliminer le surplus en eau. Un sol de faible drainage et sous des conditions climatiques chaudes conduisent à la salinisation du sol. Lorsque la nappe d'eau souterraine est proche de la surface du sol, l'eau peut remonter à la zone racinaire du sol par capillarité et entraîner les sels vers la surface. Les cultures utilisent l'eau ainsi fournie qui s'évaporent aussi en surface, ce qui amène à une salinisation des sols. Dans ce cas, un système de drainage approprié peut solutionner le problème de salinisation en contrôlant et maintenant le niveau de la nappe souterraine. Le lessivage est le procédé par lequel les sels sont lessivés de la zone racinaire et entraînés vers les couches de sols plus profondes. Pour effectuer le lessivage, il est nécessaire d'apporter plus d'eau que les besoins réels des plantes. L'excès d'eau va percoler sous la zone racinaire, et entraîner les sels qui s'y sont accumulés. Pour chaque culture, la connaissance de leur tolérance à la salinité du sol et la salinité de l'eau d'irrigation, permet d'estimer les besoins de lessivage. La sensibilité aux sels dépend fortement d'une plante à l'autre. Il existe quatre classes de plantes selon leur tolérance ou relative sensibilité à la salinité :

1. Sensible (haricots, carottes, oignons, ...);
2. Moyennement sensible (riz, canne à sucre, choux, pommes de terre, ...);
3. Moyennement tolérante (artichauts, blé, soja, ...);
4. Tolérante (asperges, avoine, betteraves, ...).

Maas (1984) présente une relation entre les rendements relatifs des cultures et la conductivité électrique d'un extrait de pâte saturée du sol (CE_e), pour différentes classes de sensibilité (voir Figure 8-6 :). La CE_e est supposée égale

à $1.5 \times EC_w$, qui est la relation standard pour les sols à bon drainage et bonnes pratiques d'irrigation. EC_w Etant la conductivité électrique de l'eau d'irrigation.

FIGURE 8-6 : TOLERANCE A LA SALINITE POUR LES CULTURES AGRICOLES



Source: Maas, 1984

Une eau d'irrigation avec une CE_w de moins de 0,7 dS/m est adaptée pour la croissance de toutes les cultures et l'obtention de rendements optimaux. Une eau modérément saline (0,7 à 3 dS/m) convient également pour l'obtention de rendements à 100% moyennant l'application d'une fraction lessivable. L'application d'une fraction lessivable permet de maintenir la salinité à un seuil de tolérance acceptable pour la culture. A des salinités plus élevées (>3 dS/m), la fraction lessivable qu'il faudrait appliquer devient trop importante par rapport à la quantité d'eau qu'il est possible d'apporter. Lorsque de l'eau de salinité élevée est utilisée, il est recommandé de sélectionner des plantes tolérantes aux sels et de les faire croître sur des sols perméables.

La gestion de la toxicité

La toxicité et la salinité sont deux problèmes distincts mais peuvent réduire les rendements et même mener à l'échec de certaines cultures. La salinité réduit la disponibilité de l'eau pour les plantes, alors que la toxicité est due à un prélèvement et à l'accumulation de certains ions dans les feuilles. Tout comme pour la salinité, toutes les plantes ne sont pas uniformément sensibles à certains ions. Les ions toxiques les plus communs sont le bore, le chlore et le sodium. Des tableaux de tolérance relative sont présentés ci-dessous pour ces ions.

L'irrigation par aspersion peut accroître la toxicité du sodium et du chlore, car ces ions peuvent être directement absorbés par les feuilles et être à l'origine de problèmes. Généralement, les éléments traces ne causent pas de problèmes car ils sont en concentrations trop faibles dans les eaux usées traitées. Néanmoins certains métaux lourds, particulièrement dans les eaux usées traitées urbaines peuvent être présent en concentrations dommageables pour les plantes et induire des pertes de rendements. Les métaux lourds demandent une attention particulière pour éviter leur accumulation dans les sols et les tissus des plantes. Tous projets de réutilisation des eaux usées doivent inclure un programme de surveillance des sols et des plantes pour les éléments toxiques (FAO, 1992).

La gestion sanitaire

En 1989, l'OMS (organisation Mondiale de la Santé) a publié une directive pour favoriser la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture. L'irrigation avec des eaux usées traitées peut entraîner des risques sanitaires pour les consommateurs, les ouvriers agricoles qui y sont exposés ainsi que le public. Le risque sanitaire dépend des personnes potentiellement exposées et de la façon dont les cultures sont consommées (cruées ou cuites). Dans la directive de 1989, l'OMS classe les eaux selon leur qualité et par conséquent des cultures et plantes susceptibles d'être irriguées avec ces eaux et des groupes de population exposés.

Catégorie A:

- Groupes exposés : consommateurs, ouvriers agricoles et public.
- Irrigation de cultures consommées crues, terrains de sports, parcs publics.

Catégorie B:

- Groupes exposés : ouvriers agricoles uniquement.
- Irrigation de cultures céréalières, cultures industrielles, fourrages, pâtures, et arboriculture.
- Cultures non consommées crues et traitées avant consommation.
- Comprend les cultures hors sol et non contaminées par une irrigation par aspersion.

Catégorie C:

- Groupe exposés : aucun.
- Irrigation au goutte à goutte de cultures de la catégorie B s'il y a exposition de travailleurs agricoles et le public n'intervient pas (aires protégées).

La catégorie A nécessite une eau traitée d'une grande qualité microbiologique pour être utilisée en irrigation, particulièrement pour des cultures maraichères consommées crues. Une moindre qualité peut être employée pour l'irrigation de certaines cultures telles que celles qui sont généralement cuisinées avant consommation (catégorie B). Afin de protéger les travailleurs, les

consommateurs et le public, l'OMS a dressé des recommandations spécifiques pour chaque catégorie (voir : Recommandations et normes pour la réutilisation des eaux usées).

En 2006, l'OMS a revu la directive pour la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture et considère, tout comme le guide de 1989:

- l'irrigation restrictive qui exclut les salades et légumes consommés crus,
- l'irrigation non restrictive qui inclut ces cultures.
- La restriction concernant les œufs de parasites est maintenue à <1 œuf de nématode intestinal par litre pour l'irrigation restrictive et non restrictive.

Elle considère toujours une irrigation restrictive et une irrigation non restrictive.

Irrigation restrictive :

En irrigation restrictive, les réductions des pathogènes doit être obtenue seulement par le traitement des eaux usées s'il n'existe pas d'autre moyen de protéger la santé des travailleurs. La restriction concernant les œufs de parasites est maintenue à <1 œuf de nématode intestinal par litre.

Irrigation non restrictive :

Une réduction de 6-7 unités log est requise (6 pour les cultures feuille et 7 pour les cultures racines). Cette réduction peut seulement être atteinte par le traitement ou la combinaison de mesures de contrôle post-traitement de protection sanitaire. Les réductions de pathogènes atteintes par ces mesures de contrôle sont très fiables. Par exemple le simple lavage des salades avec de l'eau claire produit une réduction des pathogènes de 1 unités log. Ne pas considérer la réduction des pathogènes par ces mesures post-traitement est coûteux en terme d'investissement pour obtenir la même qualité d'eau.

Sélection de méthodes d'irrigation

Le choix d'un système d'irrigation dépend de la qualité de l'eau usée traitée, de la culture à irriguer, des usages traditionnels, de l'expérience des agriculteurs, des possibilités et capacités à gérer une irrigation, des risques environnementaux et sanitaires potentiels pour les travailleurs et le public. Le Tableau 8-3 : évalue les méthodes traditionnelles d'irrigation (à la raie, en nappe, par aspersion et goutte à goutte) selon l'utilisation des eaux usées traitées.

TABLEAU 8-3 : EVALUATION DES METHODES D'IRRIGATION METHODS SELON L'USAGE DES EAUX USEES TRAITEES

Paramètres d'évaluation	Irrigation à la raie	Irrigation en nappe	Irrigation par aspersion	Irrigation goutte à goutte
1 Aspersion du feuillage et dommages important résultant en des rendements moindres	Pas de dommage foliaire, la culture étant installée sur butte	Quelques feuilles du bas des plantes peuvent être touchées, sans affecter grandement les rendements	Des dommages sévères aux feuilles peuvent se produire et affecter les rendements	Pas de dommage foliaire
2 Accumulation de sels dans la zone racinaires lors d'applications successives	Les sels tendent à s'accumuler dans la butte ce qui peut affecter la culture	Les sels migrent verticalement et tendent à ne pas s'accumuler dans la zone racinaire	Les sels migrent verticalement et tendent à ne pas s'accumuler dans la zone racinaire	Les sels migrent latéralement en suivant le mouvement de l'eau. Un bulbe de sels se forme triangulairement entre les points d'irrigation
3 Capacités de maintenir un bon potentiel de rétention en eau du sol	Les plantes peuvent être sujettes à un stress en eau entre les irrigations	Les plantes peuvent être sujettes à un stress en eau entre les irrigations	Il n'est pas possible de maintenir un potentiel élevé. Durant la saison de croissance	Possibilité de maintenir un bon potentiel durant la saison de croissance et minimiser les risques liés à la salinité
4 Capacité à être utilisé avec des eaux usées sans perte de rendement	Faible à moyen. Rendements acceptables possibles avec des bonnes pratiques d'irrigation et de drainage	Faible à moyen. Rendements acceptables possibles avec des bonnes pratiques d'irrigation et de drainage	Pauvre à faible. La plupart des cultures subissent des dommages foliaires et une chute de rendement	Bon à excellent. Toutes les cultures peuvent être menées sans réduction majeure de rendement

Source: Kandiah, 1990

Le bouchage des asperseurs, micro-asperseurs, goutteurs et systèmes d'irrigation de sous surface peut être un réel problème. Le colmatage se produit par le développement de bactéries, par des dépôts minéraux et biologiques et par l'accumulation de particules solides et de sels dans les asperseurs, tuyauteries et orifices d'irrigation. L'irrigation au goutte à goutte qui est considéré comme le meilleur système d'un point de vue sanitaire et contamination des plantes est également le plus sensible au colmatage. L'irrigation au goutte à goutte peut s'avérer difficile si les eaux d'irrigation contiennent des matières en suspension.

Si les eaux usées traitées ne remplissent pas la réglementation de l'OMS, des mesures de sécurité doivent être adoptées (Xanthoulis, 1996) :

- L'irrigation par aspersion (asperseur, micro asperseur, etc.) ne peut être appliquée que sur des cultures fourragères, ou production de fibres et graines ;
- Le périmètre irrigué par aspersion doit être d'accès limité et l'irrigation appliquée durant la nuit ; et
- L'irrigation par aspersion n'est pas recommandée en conditions venteuses. Le vent peut transporter les nébulisations (contenant éventuellement des pathogènes) produites par les asperseurs et représenter un risque sanitaire pour les travailleurs et le voisinage.

L'irrigation en nappe, également appelée *irrigation à la planche*, et la submersion en bassins implique une inondation complète du sol avec les eaux usées traitées et une contamination des cultures qui croissent près du sol ou dans le sol. Les ouvriers agricoles sont également en contact direct avec l'eau lors de l'utilisation de cette méthode d'irrigation. Cette technique est dès lors limitée aux cultures fourragères, céréalières ou fruitières (catégorie B) et les ouvriers doivent se prémunir de tout contact avec les eaux usées traitées durant les irrigations.

L'irrigation à la raie ne mouille pas entièrement la surface du sol, ce qui réduit la contamination potentielle des cultures croissant sur les buttes ; la protection sanitaire totale n'est cependant pas garantie.

A côté des aspects sanitaires, les *irrigations de surface* sont plus dangereuses, du aux pertes par percolation et pollution des nappes souterraines, que les autres méthodes d'irrigation.

L'irrigation par aspersion convient aux eaux faiblement salines après un traitement d'épuration secondaire. Des précautions supplémentaires, telles que la filtration ou l'ajustement du diamètre des buses, doivent être prises. L'irrigation par asperseur est moins sensible au colmatage que l'irrigation goutte à goutte mais peut être potentiellement risquée pour la contamination des cultures par l'emportement par le vent de l'eau brumisée. Cette méthode peut être utilisée pour des cultures industrielles ou des cultures qui ne sont pas consommées crues.

L'irrigation goutte à goutte est la plus appropriée pour l'irrigation avec des eaux usées traitées car le risque sanitaire est très faible ; cette technique nécessite une bonne filtration et une maintenance fréquente pour éviter le colmatage.

Afin d'assurer un bon déroulement et l'efficacité des irrigations, tous les composants d'un système d'irrigation utilisant des eaux usées traitées doivent être correctement entretenus. Les systèmes d'irrigation doivent comprendre des crépines, filtres à sable, valves de drainage, etc. Il est important de fréquemment vérifier le système et contrôler que tous les composants fonctionnent correctement. Des rapports réguliers sont importants pour prévenir toute perturbation et défaillance du système.

Impact sur les rendements

Les nutriments dans les eaux usées traitées

Les eaux usées traitées comportent souvent des éléments traces et des pathogènes, mais aussi beaucoup de nutriments utiles (macronutriments : N, P, K, Ca, Mg, ... et micronutriments : Fe, Zn, Cu, Mn, ...) directement disponibles pour les plantes. L'irrigation avec des eaux usées est en quelque sorte une fertigation, ce qui signifie que l'on fertilise les cultures avec les eaux usées traitées ; ce qui est économiquement intéressant car cela permet une réduction des coûts de fertilisation. Des applications importantes d'eau peuvent cependant amener des quantités trop importantes de nutriments, car les éléments minéraux tels que N, P et K sont généralement présents en quantité supérieure dans les eaux usées par rapport au besoin des plantes. Ces apports en excès peuvent induire des anomalies, telles qu'une croissance végétative excessive qui peut altérer la qualité des produits. Un contrôle périodique des éléments dans les effluents utilisés sont nécessaires pour limiter les quantités de fertilisants apportés et éviter les anomalies de production.

- *L'azote*

Les eaux usées contiennent de l'azote sous trois de ses formes : organique, ammoniacal (ion ammonium) et nitrique (ion nitrate). Les proportions relatives de ces formes dépendent de l'origine des eaux usées et de leur traitement. L'ammonium (NH_4) est la forme principale et sa concentration varie de 5 à 40 mg/L après un traitement d'épuration secondaire. La fraction organique est soit soluble, soit insoluble de petites particules en suspension. Toutes les formes organiques peuvent être converties en ammonium sous l'action des micro-organismes présents dans les eaux usées ou dans les sols. Dans les procédés anaérobies, une portion de l'ammonium est convertie en nitrates sous l'action des bactéries nitrifiantes. La concentration en nitrates varie de 0 à 30 mg/L après un traitement d'épuration secondaire. Si des eaux contenant de l'ammonium sont fréquemment épandues sur un sol, sa population de bactéries nitrifiantes augmentera.

Un excès d'azote induit une croissance végétative excessive, retarde la maturité, et réduit la qualité des produits. Certaines cultures sont de grandes consommatrices d'azote et peuvent prévenir de toute accumulation et lessivage dans le sol. Si les effluents ne contiennent pas suffisamment d'azote, de l'azote supplémentaire doit être ajouté pour optimiser les rendements de production. Le Tableau 8-4 : montre un exemple où la quantité totale d'azote apportée par les eaux usées urbaines de la ville d'Ouarzazate (Maroc) est supérieure aux besoins de la culture de tomates.

TABLEAU 8-4 : NPK APPLIQUE PAR IRRIGATION AVEC DES EAUX USEES TRAITÉES POUR UNE CULTURE DE TOMATES, NECESSITANT 6500 M³/HA D'EAU D'IRRIGATION

Eléments minéraux	Eau usée traitée	Eau usée non traitée	Besoins théoriques
N	225	334	175
P	99	145	75
K	155	111	175

Source: Xanthoulis, 1996

▪ *Phosphore*

Tout comme l'azote, le phosphore est un élément indispensable pour les plantes. La teneur en phosphore d'un effluent après traitement d'épuration secondaire varie de 6 à 15 mg/L (15 to 35 mg P₂O₅ /L). Ces concentrations peuvent être insuffisantes en début de croissance des plantes pour assurer des bons rendements. Le phosphore en réaction avec le sol forme des complexes. L'absorption du phosphore dans les sols dépend de sa concentration, mais généralement un excès de phosphore dans les eaux d'irrigation ne mène à aucun problème.

▪ *Potassium*

Le potassium ne peut avoir des effets toxiques sur les plantes. Ce macronutriment a un effet positif sur la fertilité des sols, les rendements des cultures et la qualité des cultures. Les teneurs en potassium après une épuration secondaire varient de 10 à 30 mg/L (12 à 36 mg/L K₂O). L'établissement d'un programme de fertilisation doit tenir compte de ces apports.

La salinité et les rendements

Les plantes tolèrent un certain seuil de salinité sans manifester d'impact sur les rendements. Au-delà d'un seuil critique de salinité, spécifique à chaque culture, les rendements commencent à chuter linéairement avec une croissance de la salinité (FAO, 1985). Cette valeur critique est appelée seuil de salinité (salinity threshold value). Mass and Hoffman (1977) donnent l'équation suivante pour exprimer la décroissance linéaire des rendements avec l'accroissement de salinité :

$$Y = 100 - b \cdot (EC_e - a) \quad \text{(E. 92)}$$

Où:

- Y = Rendement relative de la culture [%]
- EC_e = salinité du sol à l'extrait de pate saturée [dS/m]
- a = valeur du seuil de salinité [dS/m]
- b = perte de rendement par accroissement unitaire de salinité [%m/dS]

La perte de rendement par accroissement unitaire de salinité (b), qui représente la pente de droite de décroissance linéaire des rendements peut être déterminé comme suit :

$$b = \frac{100}{EC_{e0\%} - EC_{e100\%}} \quad (\text{E. 93})$$

Où:

- $EC_{e0\%}$ = salinité à l'extrait de pate saturé à 0% de rendement [dS/m]
- $EC_{e100\%}$ = salinité à l'extrait de pate saturée à 100% de rendement [dS/m]

$EC_{e100\%}$ est égale à la valeur seuil de salinité (a).

Par exemple, le rendement potentiel d'une culture de riz ($EC_{e0\%} = 11$ dS/m et $EC_{e100\%} = 3$ dS/m) qui croît sur un champ irrigué avec des eaux usées ($EC_w = 4$ dS/m) sera de :

Avec un pourcentage de la fraction lessivée à 15-20%, la salinité d'une eau usée appliquée (EC_w) peut être utilisée pour estimer la salinité du sol (EC_e) par l'application de la règle empirique $EC_e = 1.5 \times EC_w$ égale à 6 dS/m ($1,5 \times 4$ dS/m).

La perte de rendement par unité de salinité croissante (b) est égale à ($b = \frac{100}{11-3}$), soit 12,5%.

Donc, $Y = 100 - 12.5 \cdot (6 - 3) = 62.5\%$.

Ce qui signifie que le potentiel de rendement pour la culture de riz dans ces conditions est de 62,5%.

Le contrôle

Le contrôle poursuit trois buts différents :

1. Valider ou prouver que le système rempli les objectifs assignés ;
2. Contrôler les opérations de routine ou indiquer que le système fonctionne tel que souhaité ; et
3. Vérifier ou montrer que les produits finaux rencontrent les objectifs de traitement et sanitaires.

Ces trois fonctions du contrôle s'opèrent en des étapes différentes. La validation est menée au début de la mise en route d'un tel système, afin de prouver que les objectifs spécifiques sont remplis. Le contrôle de fonctionnement se fait par une série de mesures et analyses qui montrent que le système fonctionne correctement. La vérification a lieu périodiquement sur les produits finaux afin de montrer l'obtention de la qualité escomptée. Le suivi de fonctionnement se fait sur des intervalles des temps courts, qui peuvent rapidement être interprétés afin qu'une éventuelle décision soit rapidement prise et appliquée ; alors que le contrôle de vérification collecte les données sur un intervalle de temps plus long

afin de montrer une évaluation globale et les différentes tendances du système (OMS, 2006).

Un programme de suivi doit être défini et au minimum :

- Spécifier les paramètres qui seront suivis;
- Définir les lieux d'échantillonnage ;
- Spécifier les fréquences d'échantillonnage.

8.2.2 Recharge en eau des nappes

Les aquifères souterrains sont très importants, leur prélèvement pour une utilisation se fait par les puits. Recharger ces réserves en eau souterraine avec des eaux usées traitées peut :

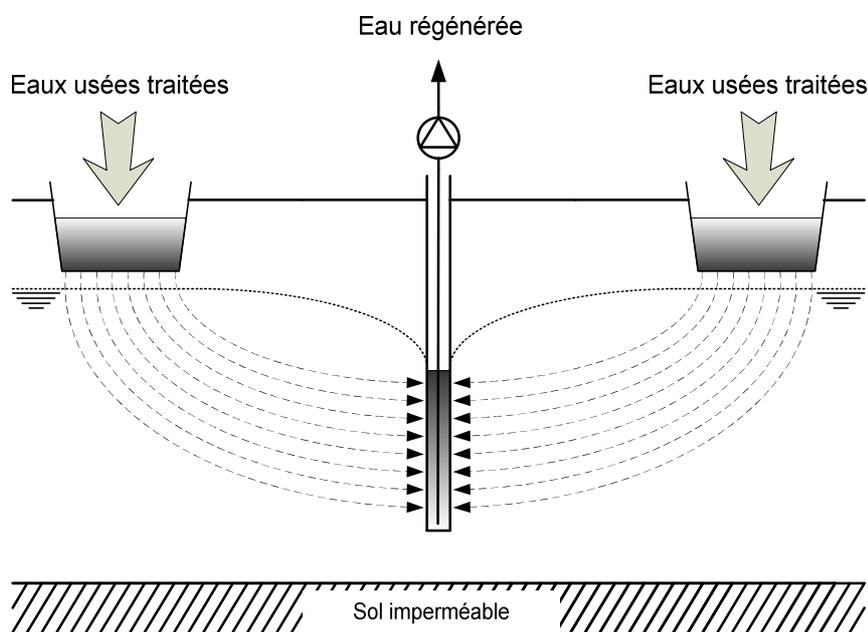
- Eviter les intrusions d'eau salines dans les aquifères côtiers ;
- Fournir un traitement supplémentaire pour une réutilisation future ;
- Fournir un stockage d'eau récupérée pour une réutilisation ;
- Augmenter le potentiel des aquifères d'eau potable et non potable ; et
- Contrôler et empêcher les affaissements de sols.

Les stations d'Infiltration-Percolation (IP)

L'infiltration-percolation est aussi appelée en anglais : Sol-Aquifer Treatment (SAT).

Le sol peut être un traitement naturel de polissage d'eaux usées prétraitées. Les eaux usées traitées sont filtrées par percolation au travers du sol dans des bassins d'infiltration, et migrent vers les eaux souterraines. La zone vadose agit comme un filtre naturel et poursuit la décroissance de DBO, matières en suspension, azote, phosphore, bactéries, virus, éléments trace et autres éléments. Le système IP est constitué de bassins, dont la première étape est le remplissage par la mise sous eau avec les eaux usées traitées. Dans une deuxième étape, les eaux usées traitées s'infiltrent et percolent dans sol, passent la zone vadose et atteignent les eaux souterraines. La dernière étape est le ressuyage et le séchage des bassins pendant une période de repos. L'eau ainsi régénérée est récupérée par un réseau de tuyaux drainant ou un puits (voir Figure 8-7 :). L'infiltration-percolation est une opération pendant laquelle se succèdent des périodes d'inondation et de ressuyage, ou encore de mouillage et de séchage. Le cycle de fonctionnement varie de 8 heures de séchage pour 16 heures de mouillage à 2 semaines d'inondation pour 2 semaines de séchage (FAO, 1992). Les périodes de séchage sont essentielles pour restaurer la capacité et le taux d'infiltration et aérer le sol. De longues périodes de séchage empêchent le colmatage des couches filtrantes, et assurent l'aération responsable de la nitrification complète des ions ammonium. Les stations d'IP sont généralement implantées sur des sols perméables, qui favorisent des taux d'infiltration élevés et des faibles pertes par évaporation. Les sols ne doivent pas être trop perméables non plus, afin de permettre une filtration fine et un traitement de polissage satisfaisant.

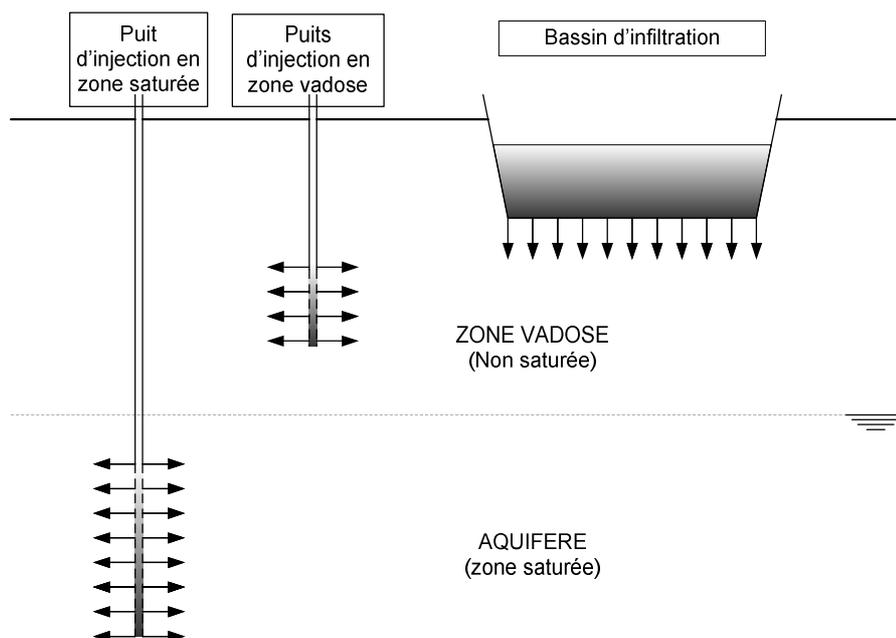
FIGURE 8-7 : INFILTRATION-PERCOLATION AVEC RECUPERATION DES EAUX PAR UN PUIT



Méthode de recharge

Les bassins d'infiltration sont la méthode la plus commune pour la recharge en eau des nappes. Deux autres méthodes sont l'injection directe dans la zone de vadose ou la zone saturée (voir Figure 8-8 :).

FIGURE 8-8 : METHODES CLASSIQUES POUR LA RECHARGE EN EAU DES NAPPES



Les bassins d'infiltration ont des faibles coûts de fonctionnement mais ils nécessitent beaucoup d'espace. Les injections directes permettent de confiner la taille et nécessitent moins d'espace mais requièrent des technologies de prétraitement plus poussées. L'injection en zone vadose non saturée est une technologie émergente qui combine les avantages de l'injection directe et des bassins d'infiltration (UNEP, 1999). Dans certains cas, comme par exemple un aquifère confiné ou difficile d'accès, l'injection directe est le seul moyen d'atteindre le réservoir souterrain. Néanmoins, l'injection directe est une technologie plus coûteuse que d'autres alternatives (voir Tableau 8-5 :).

TABLEAU 8-5 : CARACTERISTIQUES PRINCIPALES DES METHODES DE RECHARGE EN EAU DES NAPPES

Caractéristiques	Bassin d'Infiltration	Puits d'injection en zone vadose	Puits d'injection directe
Type d'aquifère	Non confiné	Non confiné	Non confiné ou confiné
Nécessités de prétraitement	Technologie à faible coût	Retrait des solides	Technologie de pointe
Coût du capital	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
Opération de maintenance	Séchage et grattage	Séchage et désinfection	Désinfection et nettoyage par inversion de courant
Durée de vie estimée	>100 ans	5-20 ans	25-50 ans
Infiltration-Percolation	Zone Vadose et Zone saturée	Zone Vadose et Zone saturée	Zone saturée

Source: UNEP, 1999

Les principaux paramètres des coûts pour les bassins d'infiltration sont la vitesse d'infiltration, la superficie nécessaire et les moyens d'acheminement des eaux usées jusqu'aux bassins d'infiltration. Pour déterminer le taux de charge hydraulique, la vitesse d'infiltration moyenne doit être calculée en considérant les opérations en cycles de mouillage et de séchage. Les taux de charge hydrauliques varient généralement de 15 à 100 m/an et dépendent du type de sol, du climat, de la qualité des eaux prétraitées (teneur en solides en suspension) et de la fréquence de nettoyage des bassins (FAO, 1992).

Par exemple, un projet de recharge en eau de nappes souterraines ayant une production d'eaux usées traitées de 10 000m³/j et un taux de charge hydraulique de 50 m/an, nécessite 7,3 ha de bassins d'infiltration.

$$Area = \frac{10,000 \cdot 365}{50} = 73,000m^2 = 7.3ha$$

Si le coût du terrain est de \$20,000 par ha, le coût total sera de \$150,000. Ce coût n'inclus pas, et peu sérieusement être majoré, par le transport de l'eau vers les bassins. C'est pourquoi, les bassins d'infiltration doivent se localiser au plus près de la source de production des eaux usées traitées de façon à réduire au minimum l'acheminement de l'eau vers les bassins.

8.2.3 La réutilisation Industrielle

Les industries utilisent de l'eau pour le refroidissement, le lavage, le transport, comme solvant, et peut en incorporer dans les produits finis. Les deux consommateurs majeurs sont les centrales électriques thermales et nucléaires, qui ont une forte demande en eau pour le refroidissement afin d'évacuer l'excédent calorifique. Les industries du métal, les industries chimiques, les

raffineries et d'autres industries peuvent réutiliser des eaux usées traitées pour le refroidissement et pour différents usages dans les procédés. En plus des bénéfices environnementaux discutés dans les sections précédentes, la réutilisation industrielle présente les avantages spécifiques suivants :

- Réduction potentielle des coûts de production de la récupération de matériaux bruts contenus dans les eaux usées,
- Récupération de chaleur,
- Réduction potentielle des coûts de traitement des eaux usées et de leur rejet.

La réutilisation et le recyclage de l'eau par les industries varie du simple usage domestique à l'implantation de technologies de pointe (voir Tableau 8-6).

TABLEAU 8-6 : TYPE ET EXEMPLE DE REUTILISATION D'EAU PAR LES INDUSTRIES

Types de réutilisation	Exemples
Réutilisation d'eau urbaine	Eau d'appoint pour les tours de refroidissement Systèmes de refroidissement Application des procédés de production
Recyclage interne et cascade d'utilisation	Eau d'appoint pour les tours de refroidissement Système de refroidissement et sa réutilisation Réutilisation de lavage (récupération d'eau, de détergent et de chaleur) Réutilisation de l'eau de rinçage Lavage des systèmes précédents
Usage non-industriel d'effluents	Chauffage de l'eau pour les piscines et thermes Usages agricoles

Source: Asano et Levine, 1998

Eau de refroidissement

Il existe deux types de systèmes de refroidissement :

1. Passage unique dans le système de refroidissement : l'eau passe une seule fois au travers d'un échangeur de chaleur et retourne ensuite à la source originale de l'eau. Il n'y a pas d'évaporation et donc pas de concentration des constituants de l'eau de refroidissement dans ce type système.
2. Système évaporatif d'eau de refroidissement par recirculation : il s'agit du système le plus commun. Les tours de refroidissement sont largement utilisées pour absorber la chaleur générée par les centrales électriques par évaporation de l'eau. L'eau de refroidissement circule dans le système et de l'eau d'appoint est ajoutée pour compenser les pertes par évaporation. Comme l'eau de refroidissement s'évapore au contact de la chaleur, la concentration des solides dissous augmente constamment et induit des problèmes de corrosion. Afin d'éviter une concentration excessive de solides dissous dans l'eau, l'eau de refroidissement est régulièrement retirée du système et remplacée.

Chauffe-eau

Les eaux traitées peuvent être utilisées par des chauffe-eau pour la production de vapeur. La qualité de l'eau requise augmente avec la pression de fonctionnement du chauffe-eau. Le chauffe-eau à haute pression de fonctionnement nécessite une eau très pure produite par des traitements additionnels tels que l'osmose inverse ou des échangeurs d'ion. La dureté de l'eau qui alimente les chauffe-eau doit être proche de zéro pour éviter les dépôts, l'entartrage et/ou la corrosion des équipements. L'importance des traitements des eaux usées requis et la faible quantité d'eau d'appoint nécessaire rendent la réutilisation des eaux usées pour ce procédé peu satisfaisante.

Utilisation Industrielle

La réutilisation d'eaux usées traitées dans les procédés industriels fait l'objet d'exigences spécifiques pour chaque procédé, et selon les motivations et souhaits de chaque industrie. La réutilisation de l'eau ne doit jamais entraver négativement la qualité de la production.

Effets indésirables potentiels

Les problèmes listés dans le Tableau 8-7 : peuvent affecter l'efficacité des procédés et la qualité de la production. Ils doivent être maîtrisés et sous contrôle pour une réutilisation durable des eaux usées.

TABLEAU 8-7 : REUTILISATIONS INDUSTRIELES : PREOCCUPATIONS, CAUSES ET OPTIONS DE TRAITEMENT

Préoccupation	Causes	option de traitement
Entartrage	Sels, composés inorganiques	Inhibiteur d'entartrage, adsorption au carbone, filtration, échange d'ion, contrôle du taux d'extraction
Corrosion	Solides dissous et en suspension Déséquilibre de pH	Inhibiteur de corrosion, Osmose inverse
Développement biologiques	Résidus organiques, ammoniac, phosphore	biocides, dispersants, filtration
Encrassement	Croissance microbienne, phosphates, solides dissous et en suspension	Contrôle du tartre, corrosion, développement microbien, filtration, dispersants physiques et chimiques

Source: Asano et Levine, 1998

8.3 Aspects techniques du planning de la réutilisation d'eau

Planifier un système de réutilisation d'eau commence par des investigations préliminaires, ensuite l'identification des usages potentiels et s'achève par une évaluation détaillée.

8.3.1 Investigations préliminaires

Cette étape doit examiner tous les usages possibles de réutilisation et permettre d'établir le contexte réel du projet qui évitera des solutions inadaptées. Les questions qui doivent être posées durant cette enquête préliminaire sont les suivantes :

- Quelles sont les sources d'eaux usées ?
- Quel est le marché potentiel des eaux usées traitées ?
- Quelles sont les considérations sanitaires de santé publique liées à la réutilisation des eaux usées traitées et comment les gérer ?
- Quel est l'impact environnemental potentiel ?
- Comment la réutilisation d'eau usée traitée peut-elle se combiner avec d'autres ressources en eau ?
- Quel est le coût actuel de l'eau claire dans le secteur ?
- Quels sont les normes en vigueur pour la réutilisation des eaux ?
- Qui doit approuver et suivre le projet du point de vue légal ?
- Quelles sont les obligations et responsabilités légales du fournisseur et de l'utilisateur des eaux usées traitées ?
- Quels sont les financements à disposition pour le projet ?

Les utilisateurs potentiels doivent être informés sur la qualité de l'eau traitée et par la fiabilité de la fourniture. Ils doivent connaître les normes nationales (et/ou locales) de réutilisation d'eau usées traitées et des coûts additionnels de traitement des eaux qui peut affecter leur capacité à utiliser des eaux usées traitées. Généralement, les coûts de traitement des eaux usées ne concernent que les communautés locales (proches de la station de traitement). Les agriculteurs sont souvent tenus de financer le réseau d'irrigation depuis l'exutoire de la station de traitement à la distribution sur leurs terres.

8.3.2 Identification

La phase d'identification identifie les usages et marchés potentiels de réutilisation des eaux usées traitées et compare les différences de coûts entre l'utilisation d'eau claire ou d'eau usées traitées. La valeur et l'intérêt pour la réutilisation d'eau dépend de :

- La qualité de l'eau dont les agriculteurs ont besoin,
- La quantité d'eau disponible,
- Les normes nationales et/ou locales à respecter, et
- Les coûts actuels et futurs de l'eau.

Des études exhaustives doivent être menées pour répondre à ces interrogations.

8.3.3 Evaluation

Les questions auxquelles il faut répondre durant la phase d'évaluation sont les suivantes :

- Quelles sont les spécifications requises de l'eau à fournir pour répondre au besoin de chaque type d'utilisation et quelles sont les marges et limites acceptées pour la qualité de l'eau ?
- Quels sont les risques liés à la qualité de l'eau et comment les éviter ?
- Quels sont les autres éléments additionnels à l'eau elle-même qui sont apportés par les eaux usées ?
- Quelles sont les mesures de sécurité qui doivent être prises pour éviter tout risque de pollution ?
- Un système de stockage est-il nécessaire ?
- Le stockage ou le pompage sont-ils les meilleures options pour satisfaire les fluctuations de la demande ?
- Qui financera le traitement complémentaire s'il est requis ?
- Est-ce que l'usage des eaux usées traitées va contraindre les agriculteurs à modifier leurs pratiques d'irrigation ?

La réutilisation d'eau usée en agronomie peut amener des résultats très intéressants. Les systèmes de réutilisation des eaux usées traitées correctement configurés peuvent avoir des impacts sanitaires et environnementaux positifs et améliorer les rendements agricoles. Mais la réutilisation de ces eaux en agriculture peut aussi avoir des impacts négatifs pour l'environnement et la santé humaine. C'est pourquoi les normes et directives doivent être strictement respectées.

8.3.4 Impacts environnementaux

Avantages environnementaux

La réutilisation correcte des eaux usées pour l'irrigation agricole peut améliorer la qualité environnementale pour les aspects suivants :

- La réutilisation élimine le déversement des eaux usées dans les eaux de surface, ce qui évite les situations esthétiques déplaisantes, les conditions anaérobies dans les cours d'eau et l'eutrophisation des lacs et réservoirs ;
- La réutilisation préserve les ressources en eau souterraine de la surexploitation dans les régions agricoles, évite l'assèchement et prémuni les intrusions d'eau saline dans les aquifères ; et
- La réutilisation peut conserver et améliorer les sols et réduire leur érosion.

Désavantages environnementaux potentiels

La réutilisation des eaux usées peut avoir un impact négatif sur l'environnement (milieu receveur) et sur la santé humaine. Ces effets négatifs peuvent être, par exemple :

- L'introduction d'éléments chimiques, parfois en grande concentrations, dans un écosystème sensible et fragile (tels que les sols, l'eau et les plantes) ; et
- L'introduction et la propagation de micro-organismes pathogènes.

Les effets sur les sols

Les impacts sur le sol sont d'une importance capitale pour les agriculteurs, car ils peuvent intervenir sur une de la fertilité des sols suite à :

- La salinisation;
- L'alcalinisation et une diminution de la perméabilité des sols;
- L'accumulation abusive d'éléments potentiellement toxiques ;
- L'accumulation de nutriments.

Les effets sur les réserves en eau du sol

Dans certaines conditions, les effets sur les réserves en eau du sol sont plus importants que les effets sur les sols, car les composants des eaux usées peuvent polluer les nappes. Afin de réduire et/ou résoudre ce problème, il est recommandé de :

- Définir les quantités en eau d'irrigation à apporter sur base des besoins en eau des cultures, afin de réduire au minimum la lixiviation ;
- Etablir un programme de gestion des irrigations prenant en compte les besoins en eau des cultures, la capacité de stockage en eau du sol et les quantités d'eaux usées ;
- Sélectionner des cultures capables d'absorber les éléments potentiellement polluants des eaux usées ;
- Sélectionner des plantes qui peuvent prélever les sels, dans le cas d'eaux salines ;
- Limiter l'application des eaux usées en fonction des apports azotés afin de réduire le risque de pollution nitrique. Si l'azote apporté dépasse les besoins des cultures, il faut :
 - Sélectionner des plantes à fortes demande d'azote;
 - Sélectionner un système d'irrigation fournissant la meilleure homogénéité d'irrigation;
 - Mélanger les eaux usées avec des eaux claires ; et
 - Maintenir l'irrigation à un niveau acceptable.

Il est fortement recommandé de dresser le bilan azoté afin de protéger les aquifères de la contamination par les nitrates. Un bilan azoté permet de maintenir une concentration en azote nitrique sous 50 mg/L ou de maintenir la concentration azotée constante si elle est déjà supérieure au 50 mg/L recommandés.

Les effets sur les eaux de surface

Des fortes teneurs en azote et phosphore dans les eaux usées traitées peuvent induire l'eutrophication, lorsque ces eaux sont mélangées aux réservoirs d'eau. L'azote est le facteur limitant à la croissance des algues dans les eaux de mer, mais N et P sont les facteurs limitant pour les eaux de lacs, de bassins, de rivières et les retenues où les eaux sont stockées en vue de l'irrigation.

Les effets sur les cultures

Les effets globaux des eaux usées sur les cultures sont la salinité. Les eaux usées peuvent aussi être potentiellement toxiques de part des teneurs élevées en certains éléments tels que le Bore et les métaux lourds. Pour les cultures sensibles, le symptôme de toxicité dû au Bore est la nécrose des feuilles.

8.4 Règlementations et directives pour la réutilisation des eaux usées

8.4.1 Directive de qualité microbiologique pour l'irrigation

Afin de protéger la santé publique, il est essentiel de minimiser les risques sanitaires en imposant des directives microbiologiques et des normes spécifiques pour chacun des types de réutilisation. L'OMS (1989) a établi des normes de qualités microbiologiques pour la réutilisation des eaux usées traitées (voir Tableau 8-8 :) dans "Directives sanitaires pour l'utilisation des eaux usées en agriculture et aquaculture ».

Cette directive recommande pour une réutilisation non restrictive par irrigation :

- Un abattement complet (ou quasi complet) des vers intestinaux, avec une moyenne de 1 œuf d'helminthes/L; et
- Un abattement important des bactéries pathogènes, avec une moyenne < 1000 CF/100 ml.

Pour un usage restrictif par irrigation, l'OMS insiste uniquement sur l'épuration des helminthes intestinaux ; la moyenne arithmétique des nématodes intestinaux (< 1 œuf/L) est discutable s'il est supposé que l'irrigation requière de grande quantité d'eau et que les œufs de nématodes, qui peuvent survivre pendant des mois, peuvent s'accumuler dans le sol et sur les plantes. La qualité microbiologique de 1000CF/100 ml ne tient pas compte du facteur climatique et de son effet potentiel sur la prolifération des pathogènes.

Cette directive a été utilisée comme base de réflexion dans plusieurs pays pour établir leur propre réglementation.

**TABLEAU 8-8 : DIRECTIVES DE QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX USEES
TRAITEES REUTILISEES POUR L'IRRIGATION (OMS, 1989)**

Catégorie	Conditions de réutilisation	Groupe exposé	Nématodes intestinaux (moyenne arithmétique ^a du nb d'œuf/L)	Coliformes fécaux (moyenne géométrique ^b nb/100 ml)	Traitements des eaux usées souhaités pour atteindre la directive microbiologique
A	Irrigation de cultures consommées crues, terrain de sports, parcs publics ^c	Travailleurs, consommateurs, public	≤ 1	≤ 1000	Une série de bassins de stabilisations dimensionnés pour atteindre la norme microbiologique, ou traitement équivalent
B	Irrigation de céréales, cultures industrielles, fourrages, pâturages, et foresterie ^d	Travailleurs	≤ 1	Pas de norme recommandée	Rétention dans des bassins de stabilisation pendant 8-10 jours ou abattement équivalent d'helminthes et Coliformes fécaux
C	Irrigation localisée de cultures de la catégorie B si les travailleurs et le public n'est pas exposé	Aucun	Pas applicable	Pas applicable	Prétraitement définis par la technologie de l'irrigation mais pas moins qu'une sédimentation primaire

a/ *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura* et les vers humains

b/ Durant la période d'irrigation

c/ une norme plus sévère de (≤ 200 coliformes fécaux par 100 ml) est appropriée pour les pelouses publiques, tels que les pelouses d'hôtels avec lesquelles le public peut être en contact direct.

d/ Dans le cas d'arbres fruitiers, l'irrigation doit cesser 2 semaines avant la récolte des fruits, et aucun fruits ne peut être récolté sur le sol. L'irrigation par aspersion ne peut être utilisée.

Source: WHO, 1989

En 2006, la directive de l'OMS a été revue. Elle suggère que la réduction peut être atteinte par le traitement ou la combinaison de mesures de contrôle post-traitement de protection sanitaire (voir Tableau 8-8 : 9). Les réductions de pathogènes atteintes par ces mesures de contrôle sont très fiables. Par exemple le simple lavage des salades avec de l'eau claire produit une réduction des pathogènes de 1 unités log. Ne pas considérer la réduction des pathogènes par ces mesures post-traitement est coûteux en terme d'investissement pour obtenir la même qualité d'eau.

**TABLEAU 8-9 : DIRECTIVES DE QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX USEES
TRAITEES REUTILISEES EN IRRIGATION
LE CONTROLE POST-TRAITEMENT DE PROTECTION SANITAIRE (OMS, 2006)**

Mesure de contrôle	Réduction des pathogènes (Unités log)	Notes
Irrigation localisée	2 - 4	2-unités log pour des cultures à courte période de croissance 4-unités log pour des cultures à longue période de croissance
Mortalité des pathogènes	0,5 - 2	Mortalité après la dernière irrigation et avant la récolte (valeur dépendant du climat, de la culture, etc.)
Lavage des produits	1	Lavage des salades, légumes et fruits avec de l'eau claire
Désinfection	2	Lavage des salades, légumes et fruits avec un désinfectant faible et rinçage avec de l'eau claire
Épluchage	2	Fruits, culture racine

Des normes plus restrictives sont d'application dans certains pays et régions, tel l'état de Californie (USA) qui a légiféré la réutilisation d'eau non potable sous la rubrique « Title 22 » du code administratif californien depuis 1978. Dans les pays où ces normes sont particulièrement sévères, un traitement secondaire des eaux usées est nécessaire et parfois même un traitement tertiaire.

8.4.2 Directive de qualité chimique pour l'irrigation

Le Tableau 8-10 : donne les directives générales des caractéristiques chimiques et physiques (sels dissous totaux, teneur en sodium, ions toxiques) des eaux destinées à l'irrigation.

La salinité

Généralement, l'eau fournie par le réseau de distribution publique est la meilleure qualité disponible et habituellement de faible teneur en sels. Cependant lors de pénuries, la salinité de l'eau peut augmenter, ce qui peut en limiter son usage pour l'irrigation. Il est possible, dans certaines limites, de réguler les irrigations en fonction de la salinité par ajustement entre les quantités apportées et les systèmes d'irrigation. Les usages domestiques et urbains n'augmentent la salinité de l'eau que de quelques mg/L. Les problèmes potentiels d'irrigation sont dus à la teneur totale en sels dissous, le type de sels ou la concentration excessive de l'un ou plusieurs éléments (FAO, 1985).

Les métaux lourds et les éléments traces

Les eaux usées urbaines peuvent parfois contenir des éléments toxiques organiques ou minéraux (particulièrement des métaux lourds), sans qu'il y ait de rejet industriel. Les eaux usées industrielles doivent impérativement réaliser

certains traitements avant tout rejet dans le réseau public. Lorsque l'activité industrielle est faible, il n'est pas toujours essentiel de considérer les éléments traces comme un problème sérieux.

TABLEAU 8-10 : DIRECTIVES POUR LA QUALITE DE L'EAU POUR L'IRRIGATION¹

Problème potentiel d'irrigation	Unités	Degré de restriction de l'usage		
		Aucun	Faible à modéré	Fort
Salinité (affecte la disponibilité en eau des cultures) ²				
CE _w (or) Sels Dissous Totaux	dS/m mg/l	< 0.7 < 450	0.7 – 3.0 450 – 2000	> 3.0 > 2000
Infiltration (affecte le taux d'infiltration de l'eau dans le sol. Evaluer par EC _w et SAR conjointement) ³				
SAR =	0 – 3	et CE _w =		
	3 - 6		> 0.7	0.7 – 0.2
	6 - 12		> 1.2	1.2 – 0.3
	12-20		> 1.9	1.9 – 0.5
	20-40		> 2.9	2.9 – 1.3
			> 5.0	5.0 – 2.9
Ion spécifique toxique (affecte les cultures sensibles)				
Sodium (Na) ⁴				
Irrigation de surface	SAR	< 3	3 – 9	> 9
irrigation à l'asperseur	me/l	< 3	> 3	
Chlorures (Cl) ⁴				
irrigation de surface	me/l	< 4	4 – 10	> 10
irrigation à l'asperseur	me/l	< 3	> 3	
Bore (B)	mg/l	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0
Effets divers (affecte les cultures sensibles)				
Azote (NO ₃ - N) ⁵	mg/l	< 5	5 – 30	> 30
Bicarbonate (HCO ₃) (Aspersion uniquement)	me/l	< 1.5	1.5 – 8.5	> 8.5
pH		Valeurs normales 6.5 – 8.4		

¹ Adapté du Comité de Consultants de l'Université de Californie 1974, cite par FAO 1985.

² ECW signifie conductivité électrique, une mesure de la salinité de l'eau, exprimée en déciSiemens par mètre à 25°C (dS/m) ou en millimhos par centimètre (mmho/cm). Les deux sont équivalents. SDT signifie sels dissous totaux, et est exprimé en milligramme par litre (mg/L).

³ SAR signifie sodium adsorption ratio. SAR est quelques fois repris sous le symbole RNA. Pour un SAR donné, le taux d'infiltration augmente avec une salinité croissante. Adapté de Rhoades 1977, et Oster et Schroer 1979 cité par FAO, 1985.

⁴ Pour une irrigation de surface, la plupart des cultures arbustives et des ligneux sont sensibles au sodium et au chlore ; utiliser les valeurs citées. La plupart des cultures annuelles ne sont pas sensibles. Lors d'une irrigation par aspersion et à faible humidité (<30 %), les cultures sensibles peuvent absorber le sodium et le chlore par les feuilles.

⁵ NO₃ -N signifie azote nitrique, en termes d'azote élémentaire r (NH₄ -N et N-organique devraient être inclus lorsque les eaux usées sont testées).

Les éléments présents dans les eaux usées se retrouvent dans les boues, qui sont un sous produit des stations de traitement des eaux usées. Le Tableau 8-11 montre un exemple de la composition d'une eau usée avant et après des bassins de stabilisation. Lorsque les eaux usées sont d'origine urbaine, des

bassins de stabilisation peuvent généralement atteindre les normes recommandées par les directives pour l'irrigation des cultures (voir Tableau 8-12).

TABLEAU 8-11 : CONCENTRATION EN ELEMENTS TRACES (EN MG/L) DANS LES EAUX USEES TRAITEES ET NON TRAITEES

Élément trace	Eau usée non traitée	Eau usée traitée
Al	2.3	0.48
As	0.0002	Non détecté
Cd	0.0010	0.0001
Co	0.22.	0.077
Cr	0.012	0.0025
Fe	10.37	2.70
Mn	1.45	0.33
Ni	0.135	0.044
Pb	0.0090	0.001
Zn	2.26	0.96
Se	0.0025	0.001
B	0.10	0.01
Cu	1.28	0.24

Source: Xanthoulis, 1996

TABLEAU 8-12 : DIRECTIVES POUR LES ELEMENTS TRACES DANS LES EAUX USEES TRAITEES POUR L'IRRIGATION

Constituant	Utilisation à long-terme ^a (mg/L)	Utilisation à court-terme ^b (mg/L)
Aluminium	5.0	20.0
Arsenic	0.10	2.0
Béryllium	0.10	0.5
Bore	0.75	2.0
Cadmium	0.01	0.05
Chrome	0.1	1.0
Cobalt	0.05	5.0
Cuivre	0.2	5.0
Fluor	1.0	15.0
Fer	5.0	20.0
Plomb	5.0	10.0
Lithium	2.5	2.5
Manganèse	0.2	10.0
Molybdène	0.01	0.05
Nickel	0.2	2.0
Sélénium	0.02	0.02
Vanadium	0.1	1.0
Zinc	2.0	10.0

Source: adapté de National Academy of Engineering (1973)

^a Pour une irrigation avec des eaux usées traitées sans interruption sur tout type de sol.

^b Pour une irrigation avec des eaux usées traitées pendant 20 ans maximum sur des sols fins, neutres ou alcalins.

8.5 Exemples de réutilisation d'eaux usées dans le monde

Irrigation avec des eaux usées – Tunisie (FAO, 1992)

La réutilisation des eaux usées en agriculture est pratiquée depuis plusieurs décades en Tunisie et fait partie intégrante aujourd'hui du plan de stratégie des ressources en eau. En 1988, il y avait 26 stations de traitement des eaux usées, principalement localisées le long de la côte afin de prévenir la pollution côtière de la mer ; en 1996, il y avait 54 stations de traitement. Des stations existantes, 16 sont des systèmes de traitement par boues activées, 2 par filtres bactériens, 5 par bassins de stabilisation et 3 par fossés d'oxydation.

L'utilisation des effluents traités est saisonnier en Tunisie (printemps et été) ; les effluents sont souvent mélangés avec de l'eau de nappe avant l'application pour l'irrigation des cultures d'agrumes et oliviers, cultures fourragères, de coton, de parcours de golf et pelouses d'hôtels. L'irrigation avec des eaux usées pour les cultures consommées crues est interdite par la Loi nationale de l'eau. Un département pour le développement de l'agriculture (CRDA) supervise tous les systèmes d'irrigation et applique le code de l'eau. Aujourd'hui, un périmètre irrigué de 1750 ha est alimenté par des eaux usées traitées. De nombreux nouveaux projets sont actuellement implantés ou planifiés et l'irrigation avec les eaux usées traitées devrait atteindre 6700 ha, de telle sorte que 95% des eaux usées traitées soit utilisées en agriculture. Les développements les plus importants se localisent autour de Tunis, où 60% des eaux usées du pays sont produites ; 68% en sont réutilisés comme effluent agricole.

Irrigation avec des eaux usées – Koweït (FAO, 1992)

Les eaux usées brutes des égouts sont utilisées depuis longtemps pour irriguer des projets de foresterie, loin des zones habitées du Koweït. Suite à de vastes études menées par des comités sanitaires et scientifiques, et par des consultants internationaux et organisations (OMS et FAO), le gouvernement koweïtien a démarré un programme de traitement des eaux usées et de réutilisation des effluents. En 1987, il y avait 4 stations de traitement : la station de Ardiyah , qui traite 150,000 m³/jour avec traitement secondaire par boues activées ; la station des villages côtiers qui traite 96,000 m³/j par boues activées; la station de Jahra qui traite 65,000 m³/j par boues activées, et une petite station par bassins de stabilisation pour 10,000 m³/j, installée sur l'île Failaka.

Les trois stations de Ardiyah, des villages côtiers et de Jahra par boues activées ont été complétées dans le milieu des années 1980 par un traitement tertiaire, comprenant la chloration, la filtration rapide sur sable et une chloration finale. Initialement, les effluents secondaires de la station de Ardiyah étaient distribués à une ferme expérimentale du département de l'agriculture de Omariyah. Des

essais ont été menés dans les années 1970 pour comparer les rendements obtenus par irrigation avec l'eau du réseau de distribution, les eaux saumâtres et les effluents traités. En 1975, la compagnie « United Agricultural Production Company » (UAPC) a installé une ferme de 850 ha sous licence gouvernementale, particulièrement pour utiliser les eaux usées. En 1975, une partie du périmètre était cultivé, la culture principale étant du fourrage (alfalfa) pour l'industrie laitière, utilisant des canons enrouleurs. Cependant, des aubergines, poivrons, oignons, et autres cultures ont été testées sur base expérimentale, utilisant des asperseurs, l'irrigation en nappe et au sillon.

8.6 Réutilisation des eaux usées traitées en aquaculture

8.6.1 Introduction

Aquaculture ressources en eau

Concept de l'aquaculture

L'aquaculture tire profit de la croissance, du développement et de la propagation des organismes aquatiques pour procurer un intérêt économique ; l'aquaculture comprend la croissance des plantes aquatiques et algues, l'élevage d'animaux aquatiques, le traitement de produits aquatiques et la gestion du milieu aquatique.

Les animaux d'élevage et les plantes aquatiques

Le biotope de l'eau se rapporte à tous les organismes dans l'eau, comprenant les plantes aquatiques, les animaux aquatiques, les algues et certains hydrophytes. Les animaux aquatiques incluent tous les animaux dans l'eau tels que les crevettes, les poissons, les coquillages et les amphibiens. En fonction de leur lien entre l'eau et le substrat, les hydrophytes se classent comme plantes noyées, flottantes ou émergentes.

L'importance de l'eau en aquaculture

L'eau est un composant essentiel du métabolisme de tous les organismes vivants. La teneur en eau des plantes est de 60 à 80 %, alors qu'elle est beaucoup plus élevée pour les animaux. Par exemple, les mollusques ont une teneur en eau de 80 à 92%, les poissons de 80 à 85% et les oiseaux de 70 à 75%. L'eau est également le support de réactions biochimiques. Elle est un bon solvant qui hydrolyse et ionise beaucoup de composés, les rendant facilement absorbables et transportables dans les organismes aquatiques. Elle tient de plus un rôle clé dans la photosynthèse. L'eau qui constitue le biotope aquatique intervient pour l'ajustement de la lumière, de la chaleur, de l'oxygène dissous, des substances nutritives, de la pression osmotique et d'autres facteurs qui permettent le développement d'un état physiologique et d'un milieu vivant.

La limitation des ressources en eau et l'aquaculture régionale

Le développement local de l'aquaculture est souvent guidé par les ressources en eau du milieu environnant. Parfois, l'aquaculture est limitée par les ressources en eau qui peuvent être : non disponibles en quantité suffisante, inégalement réparties dans l'espace et dans le temps, ou encore polluées.

Les eaux usées traitées en tant que ressources alternatives

Le rejet des eaux usées traitées

Le Tableau 8-13 présente les quantités d'eaux usées produites par les villes et industries, rejetées dans l'environnement avec ou sans traitement. Il est remarquable de constater que la consommation mondiale est en augmentation constante.

TABLEAU 8-13 : CONSOMMATION ANNUELLE MONDIALE EN EAU (KM³)

Utilisateurs de l'eau	1900	1940	1950	1960	1970	1985	2000
Ville	20	40	60	80	120	350	440
Industrie	30	120	190	310	510	1,100	1,900
Agriculture	350	660	860	1,500	1,900	2,400	3,400
Total	400	820	1,110	1,890	2,530	3,850	5,740

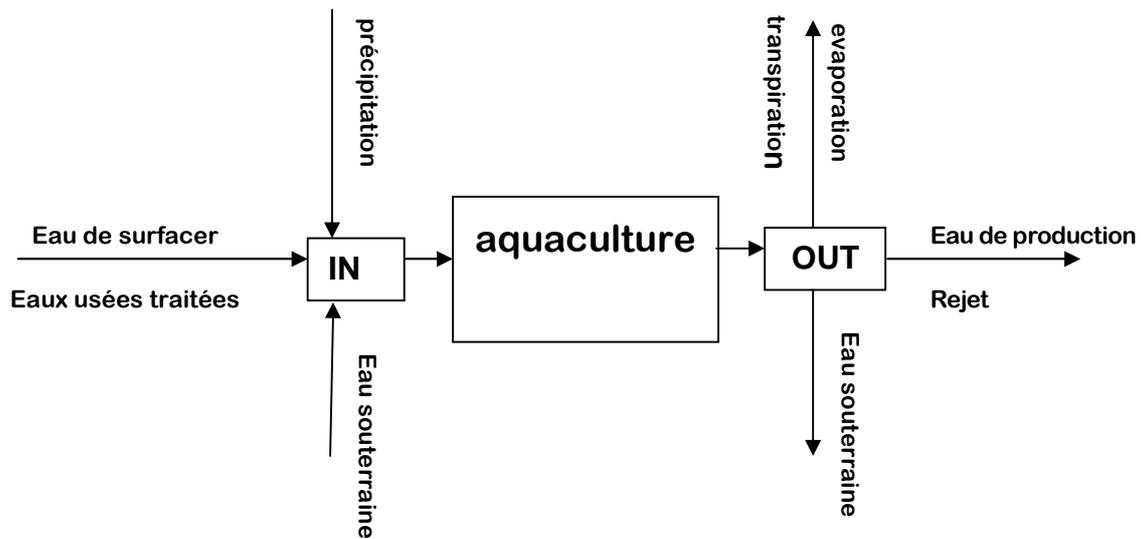
Source: Handbook of City Waste Water Recycling Usage (Cn) édité par Zhaofeng JIN et Jincheng XU et publié par Chemical Industry Press (Janvier 2004).

Si les eaux usées sont traitées adéquatement, les effluents traités peuvent devenir une ressource en eau qui peut être utilisée dans l'agriculture, l'industrie et pour les intérêts paysagers.

Le bilan en eau de l'aquaculture

Le bilan de l'eau, c'est à dire la différence entre les entrées d'eau et les sorties, doit être équilibré et constant pour la pratique de l'aquaculture. Une alimentation en eau moindre que la consommation et les sorties du système rendra le milieu déficitaire en eau. Un manque d'eau ne permet pas de maintenir des conditions environnementales normales pour les organismes aquatiques ; les échanges avec le milieu aqueux sont affaiblis ; les métabolites s'accumulent ; la teneur en oxygène dissous décroît. La qualité de l'eau se dégrade ce qui entraîne une réduction de la croissance, du développement et de la propagation des organismes aquatiques. Le stade final est un dommage létal à toute la production. A l'inverse, une arrivée en eau plus importante que l'utilisation et les sorties gaspille les ressource en eau et affecte l'efficacité de la production. La Figure 8-9 présente le bilan en eau de l'aquaculture.

FIGURE 8-9 : LE BILAN EN EAU POUR LA PRODUCTION DE L'AQUACULTURE



La réutilisation de l'eau use traitée en aquaculture

Les normes de traitement des eaux usées varient selon les pays et les régions. En Chine, les directives générales pour le traitement des eaux usées permettent le rejet d'une eau de qualité inférieure aux normes de qualité de l'eau à respecter pour l'aquaculture. L'ajout d'un traitement des effluents par les plantes permet l'obtention d'une eau de qualité acceptable pour l'aquaculture.

L'ajout de ce traitement tertiaire permet la production de plantes aquatiques qui peuvent être valorisées tout en abattant les polluant à des teneurs acceptables pour l'aquaculture et permettre la production de poissons.

8.6.2 Utilisation

Utiliser les eaux usées traitées pour les industries, l'aquaculture et l'entretien paysager peut permettre de préserver les ressources en eau de nappe et produire des gains économiques.

La qualité de l'eau usée traitée

Les directives mondiales OMS de la qualité de l'eau pour l'aquaculture limitent strictement les substances toxiques, les métaux lourds, les bactéries, l'azote et le phosphore (voir Tableau 8-14).

TABLEAU 8-14 : NORMES OMS DE LA QUALITE DE L'EAU POUR L'AQUACULTURE (OMS 2006)

Qualité microbiologique ciblée pour l'aquaculture par eaux usées				
Milieu	Œuf de trématode viable (comprenant les œufs de schistosomes) (nombre par 100 ml ou par g de solide total ^a)		E. coli (moyenne arithmétique nombre par 100 ml ou par g de solide total ^{a,b})	Œuf d'helminthe ^c (moyenne arithmétique nombre par litre ou par gramme de solide total ^{a, d})
Consommateurs				
Bassin de stabilisation	Non détectable		≤10 ⁴	≤1
Eau usée	Non détectable		≤10 ⁵	≤1
Excréta traités	Non détectable		≤10 ⁶	≤1
Chair de poisson et partie de plantes comestibles	Kystes infectieux (présence ou absence par poisson ou plante) non détectable ou non infectieux		Codex Alimentaire Commission spécifications ^e	Non détectable
Ouvriers de l'aquaculture et communautés locales				
Bassin de stabilisation	Non détectable ^f		≤10 ³	≤1
Eau usée	Non détectable ^f		≤10 ⁴	≤1
Excréta traités	Non détectable ^f		≤10 ⁵	≤1
Normes de concentration chimique dans les poissons et légumes				
Élément chimique	Normes pour le poisson et produits de poissonnerie /mg.kg ⁻¹	Norme source	Normes pour les légumes /mg.kg ^{-1g}	Norme source
Métaux Lourds				
Arsenic	NS		0.2	Codex (2003)
Cadmium	0.05—1.0	EC (2001)	0.2	Codex (2003)
Plomb	0.2	Codex (2003)	0.2	Codex (2003)
Méthyle Mercure	0.5—1.0	Codex (2003)	NS	
Composés organiques				
Dioxines ^h	0.000 004	EC (2001)	NS	
DDT, DDE	5.0	USFDA (1998)	NS	
PCBs	2.0	USFDA (1998)	NS	

^a Les excréta sont mesurés en grammes de solides totaux (par ex, poids sec) ; 100 ml d'eaux usées/excréta contient approximativement de 1 à 4 g de solides totaux.

^b Une moyenne arithmétique doit être déterminée tout au long de la saison d'irrigation. Par exemple, une valeur moyenne < 10⁴ E.Coli par 100 ml pour des bassins de stabilisation et consommateurs, doit être obtenue pour 90 % des échantillons au moins pour permettre des valeurs élevées occasionnelles de 10⁵ ou 10⁶ E.Coli par 100 ml.

^c Applicable lorsque des plantes aquatiques émergentes sont cultivées et lorsqu'il y a un contact élevé avec les eaux usées, excréta et/ou sols contaminés.

^d Une moyenne arithmétique doit être déterminée tout au long de la saison d'irrigation. La valeur moyenne ≤ 1 œuf par litre doit être obtenue pour 90% des échantillons au moins pour permettre des valeurs élevées occasionnelles > 10 œufs par litre.

^e La Codex Alimentarius Commission ne spécifie pas la qualité microbiologique pour la chair des poissons ou pour les plantes aquatiques ; elle recommande plutôt l'application des principes HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Point) depuis la production jusqu'à la consommation.

^f Œuf de schistosomes si approprié.

^g Normes générales des légumes à feuilles, à l'exception de l'arsenic, lequel correspond aux normes relatives aux fruits.

^h Inclus les dioxines, autres phényles polychlorés et composés aromatiques.

NS = no standard, soit pas de norme

Source: WHO, 2006. *Guidelines for safe use wastewater, excreta and grey water*. Wastewater use in aquaculture vol.3, WHO, Geneva, 41-43 p.

Les eaux usées qui ne respectent pas ces normes peuvent réduire la production de l'aquaculture, causer des dommages au milieu aquatique et même détruire un système entier. L'eau utilisée en aquaculture doit contenir des micro-organismes utiles, respecter les normes d'hygiène et répondre aux exigences des produits de poissonneries. Seules des eaux avec un pH adéquat, une bonne température, de bonne concentration en oxygène dissous, avec peu d'éléments chimiques et organismes pathogènes délétères peut être utilisée pour l'aquaculture. Les propriétés requises pour l'aquaculture sont les suivantes :

- pH : les organismes aquatiques ont des exigences de pH très strictes; dans une gamme de pH adaptative, les organismes croissent mieux avec un pH croissant jusqu'au dépassement d'un pallier limite au-delà duquel leur croissance diminue. Ce pH optimal dépend des espèces et de l'âge des populations. Le pH adaptatif pour l'aquaculture se situe entre 6.5 et 9.0 ; l'optimum pour les poissons est entre 7.2 et 8.5. Un pH bas est défavorable aux poissons et les œufs de poissons sont plus sensibles au pH que les poissons adultes. La croissance des poissons est affectée à des pH de 5.5 à 6.5. Cependant, un pH élevé n'est pas favorable non plus pour les poissons, qui sont sérieusement affectés lorsque le Ph atteint 10 -10.5 et meurent à pH 11. Le pH optimal pour les plantes aquatiques varie entre 6.5 et 10. Il est coûteux de modifier artificiellement le pH ; il est dès lors recommandé de contrôler le pH des eaux usées traitées afin d'éviter ces coûts lorsque les eaux usées traitées sont utilisées en aquaculture.
- Température : la température intervient directement sur l'intensité métabolique, contrôlant de la sorte la croissance, le développement, la répartition et la taille des populations des organismes aquatiques. La température intervient également sur l'abondance de la nourriture et la dynamique des facteurs physico-chimiques, ce qui contrôle indirectement la vie et l'existence même des organismes aquatiques. Les organismes ont des exigences de température stricte et croissent mieux sous des températures élevées. Lorsque la température atteint sa valeur optimale et continue d'augmenter, la croissance diminue. Un changement de température de l'eau a une incidence sur le

métabolisme et la décomposition des matières organiques des animaux aquatiques, ce qui se répercute sur la croissance et le développement des poissons. Les températures optimales varient avec les espèces piscicoles, par exemple certains poissons commencent à prendre du poids lorsque la température est supérieure à 10°C, gagnent le plus de poids à une température supérieure à 15°C et la prise de poids est accélérée pour des températures entre 20 et 30°C. Au contraire, une température de 15°C n'est pas adaptée à l'élevage de la truite arc en ciel. Il en est de même pour les plantes, qui ne peuvent croître, se développer et se propager qu'à des températures adéquates. La température de l'eau concerne directement et indirectement la production piscicole, en ayant un effet sur le taux de décomposition et les mouvements vitaux des organismes aquatiques, et en produisant des conditions environnementales favorables ou défavorables.

- L'oxygène dissous : L'oxygène dissous est un des indicateurs les plus importants de la qualité de l'eau. La quasi-totalité des organismes, à l'exception des anaérobies, dépendent de l'oxygène dissous. Les deux sources d'oxygène dans l'eau proviennent des échanges gazeux avec l'atmosphère et de la photosynthèse des plantes aquatiques et algues. L'oxygène dissous est consommé par les matières en suspension, les matières organiques dissoutes, les boues au fond des bassins, la vie aquatique animale et végétale. La quantité d'oxygène dissous dans les eaux usées traitées influence directement la qualité de la production piscicole. La solubilité de l'oxygène dans l'eau pure est de 8.32 mg/L ; la viabilité de la plupart des poissons requière 5 à 12 mg/L d'oxygène dissous. Les tissus de ventilation spécifiques des plantes aquatiques permettent une source importante en oxygène.
- Les substances chimiques, les matières en suspension, les huiles, les sulfures, les cyanures, les phénols, les métaux lourds, et les pesticides nuisent à la physiologie des poissons, réduisent leurs capacités respiratoires et les tuent. Certaines de ces substances créent des dommages à la circulation sanguine, ce qui détruit les organismes aquatiques. Les substances chimiques doivent respecter les normes présentées dans le tableau 8-13.

La quantité d'eau usée traitée

La quantité d'eau usée traitée utilisée en aquaculture n'est pas exactement identique à l'eau traditionnellement employée. Si l'eau déversée du bassin de stabilisation dans le bassin d'aquaculture est plus importante que la quantité d'eau usée traitée présente dans le bassin, le système est en circuit ouvert ce qui maintient la qualité de l'eau à un bon niveau. De tels schémas utilisent uniquement de l'eau usée traitée, seule intervenante dans le bilan en eau. Une situation différente induit un système fermé, ce qui dégrade la qualité de l'eau et nuit aux organismes aquatiques. Il est dans ce cas nécessaire d'ajouter de l'eau fraîche, qui doit être comptabilisée dans le bilan en eau.

L'environnement régional

Les facteurs environnementaux tels que les précipitations, la capacité évaporante, la température, les eaux de surface et souterraines, etc. doivent être pris en considération pour une application rigoureuse des eaux usées traitées en aquaculture.

Les précipitations: dans certaines régions à forte pluviosité, l'apport en eau pluviale peut diminuer la concentration de polluants dans les eaux utilisées pour l'aquaculture. Dans les régions à faibles pluviosité par contre, dans le cas d'une faible purge biologique, les polluants peuvent s'accumuler et dégrader rapidement la qualité de l'eau.

La capacité évaporante: lorsque l'évaporation est supérieure aux précipitations, la concentration en polluants et nutriments augmentent si aucune eau additionnelle n'est apportée. Ces conditions sont favorables à l'eutrophication du milieu, ce qui diminue la qualité de l'eau. Lorsque l'évaporation est inférieure aux précipitations, l'eau doit être attentivement surveillée et des ajouts d'eau fraîche permettent de maintenir la quantité et la qualité de l'eau à un bon niveau.

La température: la température a une incidence directe sur la croissance des organismes et des microbes dans l'eau. De fortes températures évaporent l'eau, réduisent la concentration en oxygène dissous et modifient l'activité biologique des matières solubles.

Le sol: la terre est le matériau de base le plus employé pour la construction des bassins d'aquaculture. Les conditions du terrain concernent la superficie, la structure et la nature du sol. La préoccupation première est l'imperméabilité du fond du bassin piscicole. Les sols argileux ont des capacités gonflantes remarquables, une faible osmose, des bonnes caractéristiques de rétraction et une bonne adsorption. Les sols sableux ont de faibles capacités gonflantes, une bonne osmose, des caractéristiques de gonflement/contraction faibles et une faible adsorption. D'autres facteurs tels que le niveau entre le bassin de pisciculture et l'exutoire des eaux usées traitées jouent un rôle important sur les coûts de transport en eau et la consommation énergétique.

Les eaux souterraines: les eaux souterraines peu profondes peuvent être polluées plus rapidement que les eaux souterraines profondes. Les bassins d'aquaculture doivent être construits dans des zones où les eaux souterraines sont localisées à des grandes profondeurs, afin d'éviter de les polluer. Si les eaux souterraines se localisent à faible profondeur, des mesures d'étanchéité doivent être prises en considération pour la construction des bassins.

Le milieu aquatique

La sélection du milieu aquatique dépend entre autres, des aspects d'adaptabilité environnementale, de productivité et de sécurité pour l'environnement.

L'adaptabilité environnementale des organismes aquatiques, dépend de trois aspects :

1. Les conditions écologiques : la sélection d'espèces locales afin de réduire les risques techniques et les coûts de production ;
2. La qualité des eaux usées traitées : la sélection d'espèces résistantes à la pollution et tolérantes à de fortes nutritives ;
3. Le marché des consommateurs : la sélection d'organismes à fortes demandes et largement répandues.

La productivité des organismes aquatiques dépend de l'espèce, de la fonction physiologique, de la fécondité et du milieu de vie environnemental. Les organismes avec des fortes performances de production ont une forte fécondation, une grande vitesse de croissance et une croissance rapide de la taille de la population. Ces espèces réduisent les coûts de production et profitent au développement de l'aquaculture.

La sécurité du milieu environnemental : la structure interne des espèces et leur mode de fonctionnement dépendent de l'utilisation compétitive des ressources du milieu, des actions nuisibles entre espèces d'organismes et la relation de prédation entre les organismes. L'empiètement ou le choix non adapté d'espèces étrangères peut causer des dommages dans la reproduction d'autres espèces et se répercuter dans la chaîne alimentaire, ce qui affecte la stabilité environnementale de l'écosystème et entraîne des dommages écologiques sévères.

Le choix des organismes : des espèces adaptées doivent être choisies en fonction de leur adaptabilité et productivité, ainsi que pour leur sécurité pour le milieu environnemental. Un choix judicieux permettra la transformation du milieu aquatique en une ressource environnementale et utilisera avantageusement les eaux usées traitées.

Les facteurs sociaux

Les principaux facteurs sociaux concernés par l'usage des eaux usées traitées pour l'aquaculture sont de nature idéologique, scientifique et technologique, juridique et de réglementation, infrastructurelle et économique.

Facteur idéologique : la réutilisation des eaux usées traitées est en augmentation croissante et répandue dans le monde entier. Il est généralement accepté de réutiliser les eaux usées traitées pour autant qu'il n'y ait pas de contact direct avec le corps humain ; par contre, la réutilisation à des fins piscicoles intéresse peu. Dans certaines régions, l'utilisation d'eaux usées traitées en aquaculture

est une question religieuse. Il est toujours nécessaire d'éduquer les populations pour qu'elles acceptent les poissons issus de l'aquaculture avec des eaux usées traitées.

Les facteurs scientifique et technologique: la qualité des eaux usées traitées est en augmentation constante. Les dernières années, malgré l'amélioration des techniques de réutilisation des eaux usées, la plupart des eaux usées traitées restent majoritairement pour des usages agricoles, des productions industrielles et des usages municipaux (irrigation d'espaces verts). En Chine, les eaux usées traitées n'arrivent pas à respecter les normes de qualités requises et préconisées du tableau 8-13, ce qui les rend plus impropres à la réutilisation pour l'aquaculture que pour d'autres secteurs.

Le facteur juridique et réglementaire: les directives, les lois et les normes pour encourager l'utilisation d'eaux usées traitées en aquaculture doivent encore être développées.

Le facteur structurel : dans beaucoup de régions, l'aquaculture ne peut réutiliser les eaux usées traitées par les stations municipales simplement parce que le réseau de canalisation n'a pas été conçu et n'est pas adapté à cet effet.

Le facteur économique: le facteur clé du développement de l'aquaculture avec les eaux usées traitées est la demande du marché pour ce type de produit.

8.6.3 Les critères de dimensionnement et les matériaux

Les principes de dimensionnement

La sécurité d'un projet dépend du choix adéquat du terrain et de la qualité du sol. Des terrains adaptés permettront une construction aisée, un drainage et irrigation faciles, de faibles investissements et une gestion simple. Les projets localisés en altitude seront plus chers ; les projets localisés dans les plaines seront sujets aux inondations. Il est important de choisir un bon endroit et d'installer un réseau d'irrigation et drainage. Une zone où les opérations d'irrigation et drainage sont facilement mis en place, réduira les coûts énergétiques. Le lieu choisi doit également être facile d'accès afin de faciliter le transport des produits. Le sol doit être stable et présenter de bonnes qualités contre les pertes par fuites. Afin de garantir la sécurité du projet architectural, les matériaux de construction répondront aux normes de qualité, et le dimensionnement tiendra compte des coefficients de sécurité suffisants.

Les opérations de sécurité nécessitent un système conçu par des ingénieurs et une équipe de sécurité. Il doit y avoir du courant pour les éclairages, le drainage de l'eau et l'apport en oxygène. Il doit y avoir de l'eau fraîche disponible en suffisance et une eau de faible qualité doit être drainée à temps. Cela nécessite un laboratoire spécialisé, des infrastructures expérimentales et une équipe possédant les connaissances et aptitudes spécialisées. Les autres risques à minimiser sont les dégâts qui proviendraient du feu, de la sécheresse, des inondations, de problèmes sanitaires et de maladies.

L'équipe de sécurité demande un système de production strict et des mesures pour le déroulement des opérations. L'équipe doit être formée à la conscience de la sécurité et des dangers. La formation doit inclure l'usage de l'électricité et des produits chimiques, les premiers soins à fournir en cas de noyade ou empoisonnement par des gaz toxiques et le contrôle du feu.

La sécurité des produits : Les installations de stockage et transport des produits doivent être sécurisés. Les produits de l'aquaculture sont destinés à l'alimentation humaine et animale ; dès lors, ils ne doivent contenir aucune substance toxique ou nocive telle que les métaux lourds ou agents cancérigènes. Les matériaux utilisés durant le procédé de production ne doivent pas affecter la qualité du produit final.

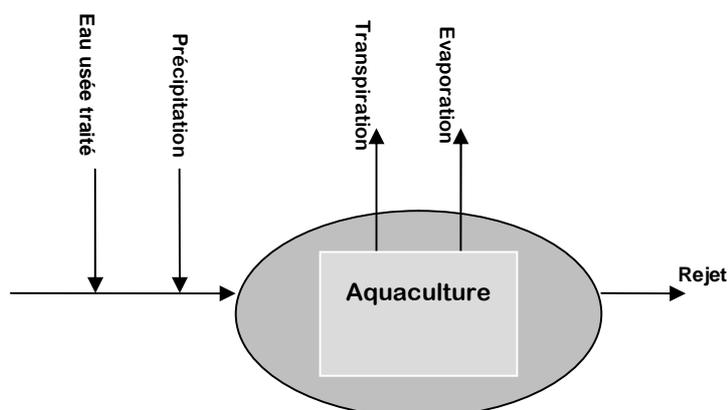
La sécurité environnementale : le projet ne doit avoir aucun impact sur le milieu environnemental avoisinant. Les impacts sur l'environnement direct peuvent être : des inondations de la rivière en contrebas ou de la plaine alluviale suite à une rupture de barrage, des fuites au niveau des bassins de production, une invasion de l'écosystème des alentours par des micro-organismes suite à des erreurs d'ingénierie et une pollution environnementale de par une mauvaise utilisation de l'aquaculture.

Le bilan en eau

Circuit fermé

Dans un circuit fermé, les entrées d'eau sont uniquement les eaux usées traitées et les précipitations (voir Figure 8-10 :) ; le rejet en eau est limité. Ce système fonctionne dans les zones arides.

FIGURE 8-10 : LE BILAN EN EAU D'UN CIRCUIT FERME



Le bilan en eau d'un système fermé est le suivant :

$$Q_{TWW} + Q_{RF} = Q_{EVAP} + Q_{TRAN} + Q_{DISC} \quad (\text{E. 94})$$

Où:

- Q = Débit
- TWW = Eau usée traitée (treated waste water)
- RF = Précipitation (received precipitation)
- EVAP = Evaporation
- TRAN = Transpiration
- DISC = Rejet (water discharge)

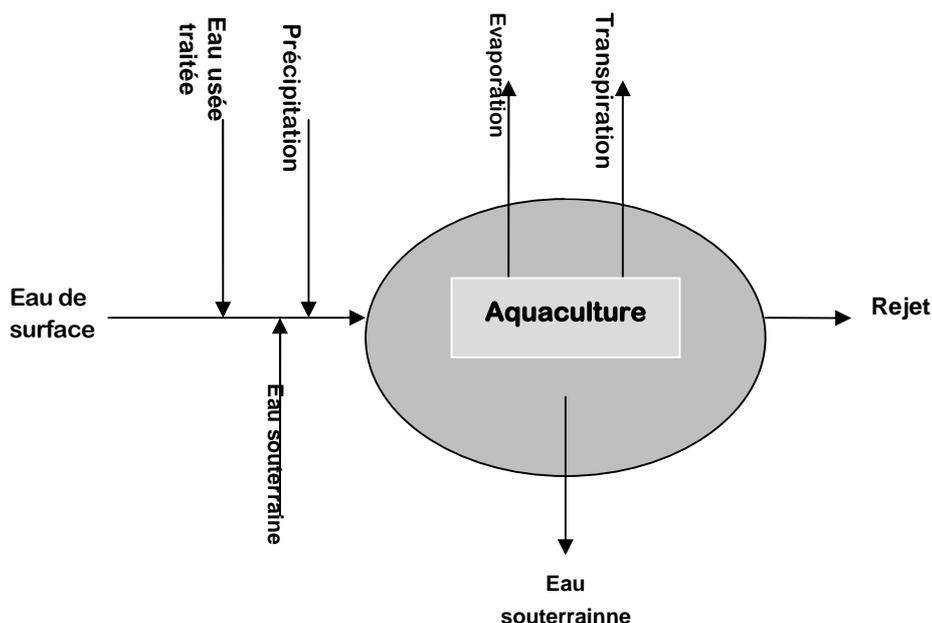
Lorsque l'eau usée est la source principale, il n'y a pas ou peu de rejet. Le total des eaux usées traitées et des précipitations est égal ou inférieur à la somme de la transpiration et de l'évaporation :

$$Q_{TWW} + Q_{RF} \leq Q_{EVAP} + Q_{TRAN} + Q_{DISC} \quad (\text{E. 95})$$

Si l'eau de la pêcherie est constante ou diminue, les matières dissoutes dans l'eau vont s'accumuler et la qualité de l'eau va se dégrader. Dans ces cas, le dimensionnement doit tenir compte de mesures pour réduire l'évaporation et la transpiration, ou transformer le circuit fermé en un circuit ouvert en introduisant de l'eau fraîche.

Circuit ouvert : les systèmes ouverts ont d'autres sources en eau que les eaux usées traitées et les précipitations (voir Figure 8-11). Les rejets et le renouvellement en eau sont parfois importants. Ces systèmes sont fonctionnels dans les zones où les précipitations sont abondantes.

FIGURE 8-11 : LE BILAN EN EAU D'UN CIRCUIT OUVERT



Le bilan en eau d'un système ouvert est le suivant :

$$Q_{TWW} + Q_{RF} + Q_{SF} + Q_{SW} = Q_{EVAP} + Q_{TRAN} + Q_{PW} + Q_{DIC} \quad (\text{E. 96})$$

Où:

SF = Eau de surface, comprenant un apport artificiel

SW = Eau provenant des eaux souterraines (seepage water)

PW = Pertes par fuites

Tous les autres paramètres sont les mêmes que pour un circuit fermé.

Dans un circuit ouvert, la somme des eaux usées traitées, des précipitations, des eaux de surface et des eaux d'infiltration des réserves en eau souterraines est généralement supérieure à la somme de la transpiration, de l'évaporation, des fuites et du rejet des bassins.

$$Q_{TWW} + Q_{RF} + Q_{SF} + Q_{SW} > Q_{EVAP} + Q_{TRAN} + Q_{PW} + Q_{DIC} \quad (\text{E. 97})$$

Ces systèmes ont un rejet positif. L'apport d'eau fraîche et le rejet continu des bassins aquacoles empêchent l'accumulation de matières dissoutes dans l'eau et maintiennent la bonne qualité de l'eau. Dans ces cas, le dimensionnement initial doit établir le temps de rétention de l'eau dans les bassins de façon à minimiser l'apport naturel ou artificiel en eau fraîche (économiser et préserver la ressource) et à maximiser l'apport en eaux usées traitées afin de maintenir la bonne qualité de l'eau.

Le contrôle de la qualité de l'eau

Le contrôle des agents polluants à l'entrée du système

Les principaux agents polluants en aquaculture proviennent des eaux usées traitées, des produits ajoutés durant la production et de l'écosystème. Les précipitations peuvent également amener des polluants, tel que la poussière et de fortes précipitations peuvent induire la mort de certaines plantes et perturber les sols. Les systèmes de drainage doivent être conçus pour réduire l'apport externe de polluants. La gestion la plus efficace pour le contrôle des agents polluants est l'approvisionnement en eau fraîche.

Le contrôle des agents polluants à la sortie du système

L'arrivée de polluants à l'entrée du système ainsi que le métabolisme des organismes aquatiques peuvent accumuler et/ou créer de nouvelles pollutions. Le rejet de ces polluants dans les eaux de surface naturelles avoisinantes les polluera à leur tour. De nombreux procédés technologiques permettent la réduction de ces pollutions produites ou induites par l'aquaculture ; mais ces procédés restent très coûteux. La technique la plus efficace et bon marché est d'utiliser les animaux, les plantes et les microbes présents dans l'écosystème aquatique pour éliminer et réduire les agents polluants produits directement ou indirectement par l'aquaculture.

L'autoépuration

Tous les milieux aqueux ont la capacité de s'auto-épurer grâce à leurs propriétés physico-chimiques. L'auto-épuration dépend néanmoins de la nature des polluants. Les capacités d'auto-épuration d'un système fermé sont plus faibles que pour un système ouvert, car il n'y a pas d'échange par le renouvellement en eau et les agents polluants s'accumulent (pas d'eau déversée par un rejet de purge). Dans un système ouvert, les polluants ont tendance à moins s'accumuler. Quelque soit le type de système, ouvert ou fermé, les apports ou production d'agents polluants ne doit pas dépasser les capacités auto-épuratoires du système. Si les capacités naturelles du système sont dépassées, les agents polluants s'accumulent dans les organismes aquatiques et la qualité de l'eau diminue, ce qui affecte la croissance et la survie du milieu aquatique tout entier.

Le bilan énergétique

Alimentation par pompage

Les eaux usées traitées qui entrent dans les bassins de l'aquaculture sont pompées. Ce pompage requière de l'énergie lorsque l'exutoire de la station de traitement des eaux usées qui approvisionne l'aquaculture, est localisé topographiquement plus bas que les bassins d'aquaculture. L'ajout d'eau fraîche dans le procédé de production est une source additionnelle d'énergie, dépendant de la hauteur d'eau pompée. Les opérations journalières de production et de maintenance, telles que les éclairages et l'apport en oxygène dans l'eau des bassins, sont des postes également consommateurs d'énergie.

Alimentation gravitaire

Lorsque les exutoires des stations de traitement des eaux usées sont plus élevés que l'alimentation d'entrée des bassins de l'aquaculture, les eaux usées s'écoulent par gravité, ce qui ne nécessite aucun apport en énergie. Dans ce cas, les besoins en énergie sont limités aux opérations de production et de maintenance journalières. La consommation d'énergie d'un système gravitaire est fortement inférieure à la consommation d'un système par pompage.

Les matériaux

Les matériaux de construction

Les matériaux nécessaires à la construction des bassins sont : le ciment, les matériaux laminés, métaux et plastiques de plomberie, membrane plastique ou géotextile pour l'étanchéité des bassins, les briques, le sable, le bois, le verre et l'alimentation électrique.

Les matériaux pour la maintenance et la production

Les matériaux nécessaires pour la production et la maintenance sont les produits chimiques utilisés pour le contrôle de la qualité de l'eau, les matériaux bruts et les insecticides.

8.6.4 La production et la maintenance

Le débit d'entrée : les opérations de production et maintenance à l'entrée du système consistent à ajuster la qualité et la quantité d'eau à fournir. En fonction de la qualité de l'effluent d'entrée, de la qualité de l'eau requise pour la production, du pouvoir auto-épurateur de l'eau et des normes à respecter pour la qualité de l'eau de rejet, des sources en eau de différentes qualité sont apportées en mélange dans les bassins de production. Si les organismes aquatiques ont besoin d'une eau de grande qualité, que les normes de rejet sont strictes et que la capacité d'auto-épuration de l'eau est faible, la proportion d'eau usées traitées qui sera utilisée sera faible ; dans le cas contraire, la proportion des eaux usées traitées réutilisées peut être augmentée.

Le débit de sortie : lorsque l'effluent d'entrée respecte les critères de qualité de l'eau et que les opérations de production sont normales, alors la qualité de l'eau à la sortie respectera également les normes. Si le système présente des défauts, que la surveillance est faible, ou que les opérations de production ne sont pas menées comme il se doit, alors l'eau de rejet doit préalablement être traitée avant tout rejet dans les eaux de surface et le milieu naturel environnant. Si le système présente des capacités d'autoépuration, une partie de l'eau peut être régénérée et recirculée. Lorsque ce n'est pas le cas, un système avec plusieurs unités de traitement peut s'avérer nécessaire, afin d'atteindre les objectifs de qualité d'eau à la sortie de la production aquacole. De telles unités combinent l'aquaculture et les zones humides artificielles.

La gestion de la qualité de l'eau et le contrôle de la pollution

Le suivi de la qualité et le contrôle de la pollution

Le suivi et le maintien de la qualité de l'eau est d'importance primordiale en aquaculture. Les paramètres de qualité de l'eau tels que la DCO, DBO, Matières en Suspension, Phosphore Total, Azote Total, Ammonium, et Oxygène Dissous doivent être contrôlé sur un nombre optimal de points. Ces points de prélèvement sont répartis dans les sections transversales d'entrée et de sortie, chaque section étant localisées en différentes zones mais aussi faisant l'objet de prélèvement lors de différentes étapes de production (installation et élevage). Des systèmes de surveillances en temps réels et automatiquement en ligne, peuvent fournir des données précises.

Le contrôle de la pollution est principalement la gestion de l'eau à échanger, régénérer et rafraîchir à partir d'un apport extérieur. Le contrôle de la pollution peut se faire par l'utilisation moindre de produits chimiques, de poissons appât et de pesticides, ce qui prévient la pollution et réduit les coûts de l'aquaculture.

Le suivi de la qualité du substrat et le contrôle de la pollution

La masse d'eau, le substrat et l'écosystème aquatique forment un seul système. La qualité du substrat a un impact direct sur la qualité de l'eau et du milieu. Le substrat peut absorber les polluants et dégrader et transformer les matières

organiques contenues dans les sédiments, ce qui améliore le pouvoir auto-épurateur de l'eau. Les polluants qui s'accumulent dans le substrat peuvent causer des pollutions secondaires. Le substrat doit être suivi selon un canevas de points de prélèvement répartis sur les sections transversales qui coïncide avec le suivi de la qualité de l'eau. Si le substrat est stable et peu affecté par les conditions hydrologiques et climatiques, l'échantillonnage peut être moins fréquent que pour la qualité de l'eau. Le substrat ne doit être traité que s'il présente un impact négatif sur la qualité de l'eau. La méthode pour traiter le substrat est la désalinisation. Les quantités importantes de substrat et l'arrêt nécessaire de la production y afférant, la désalinisation ne doit avoir lieu qu'en cas de pollution importante.

La gestion du procédé de production

La gestion de la croissance saisonnière

Chaque espèce a sa propre adaptabilité écologique, ses règles de croissance et développement et ses phases phénologiques. Des espèces aquatiques ayant des phases phénologiques différentes doivent être choisies, afin d'optimiser l'utilisation de la ressources durant l'année complète. En fonction de la saison, les espèces aquatiques ont des caractéristiques physiologiques différentes, et une endurance variable face aux agressions du milieu environnemental. Par exemple, durant la période de reproduction, les exigences environnementales sont plus strictes, la consommation de nourriture est moindre, le ratio eau usées traitées/débit d'entrée doit être réduit et les appâts doivent être contrôlés. La dépollution de l'eau par les plantes est également réduite ; elle devient plus importante durant la phase de croissance et plus faible durant la phase de repos. Afin de respecter ces cycles de production et la qualité des eaux de rejet, la proportion d'eau usée traitée apportée au système doit être initialement faible, s'accroître ensuite et réduite à nouveau durant la phase de repos.

En été, lorsque la température et l'humidité de l'air sont élevées, la concentration en oxygène dissous diminue, alors que cela correspond à une étape active du cycle de production. La concentration en oxygène dissous doit être régulée en fonction des saisons et des nécessités de production. Lors de la saison chaude, les vers et maladies sont également à contrôler. La quantité des eaux usées traitées peut être plus importante durant la saison pluvieuse car les précipitations diluent les polluants et à l'inverse, l'apport en eau fraîche doit être augmenté durant la saison sèche.

La protection phytosanitaire

Les infections parasitaires se produisent toujours durant la saison de croissance des animaux ou végétaux aquatiques, ce qui affecte directement la qualité et la quantité de la production. La meilleure solution est de contrôler préalablement par des contrôles environnementaux et bio-contrôles. Lorsque de pesticides sont nécessaires, ils doivent présenter une faible toxicité, de faibles résidus et une bonne compatibilité environnementale ; ils doivent être utilisés efficacement afin d'assurer la sécurité des produits et environnementale.

La récolte

Les saisons de récolte varient avec les différents cycles de croissance et objectifs de production des plantes et animaux aquatiques. La récolte d'une espèce ne doit pas interférer et déprécier un autre cycle de développement et de croissance. De même, la récolte d'une saison ne doit pas affecter la récolte de la saison suivante.

8.6.5 Evaluation des coûts unitaires

Les postes clés comprennent le coût du terrain, de la construction et de production.

Le terrain : Le coût des terrains dépend de la surface nécessaire et du coût par surface unitaire. Le coût au m² dépend de la localisation et de l'utilisation des terres. En général, au plus l'économie régionale est avancée, au plus les terres sont utilisées et au plus les terrains sont chers.

La construction : Les coûts de construction dépendent des équipements et de l'ingénierie. Les coûts d'ingénierie comprennent le coût des travailleurs, les matériaux, les machines, et la gestion.

La production : La production comprend la dépréciation de la valeur active, les consommables, l'équipement de maintenance et de réparation, le salaire des travailleurs, la commercialisation et la formation.

8.6.6 Les ressources humaine

En général, les équipes sont composées d'un Directeur Général, un Directeur technique, un responsable environnement et sécurité et une équipe de production.

8.6.7 Les impacts environnementaux

Positif

La réduction de la consommation des ressources naturelles en eau. La réutilisation des eaux usées traitées permet de réduire la consommation en eau fraîche et donc économiser les ressources naturelles.

Négatif

Sanitaire : les germes pathogènes et œufs de parasites contenus dans les eaux usées traitées peuvent propager des maladies. Il doit y avoir un control strict de l'hygiène, afin de prévenir toute propagation de maladies et de protéger les populations humaines.

L'accumulation d'agents polluants dans les eaux : les polluants peuvent s'accumuler dans le fond des bassins de production, particulièrement dans les systèmes fermés.

L'accumulation de polluants dans les produits aquatiques : les polluants peuvent s'accumuler dans la biologie aquatique et dépasser les normes.

La sécurité des eaux de nappe : les eaux déversées de l'aquaculture peuvent s'infiltrer dans les sols et polluer les réserves en eaux souterraines.

La sécurité des eaux de surface : des fuites peuvent polluer les eaux de surface.

8.7 Bibliographie

ASANO, T., and LEVINE, A., 1998. *Wastewater Reclamation, Recycling and Reuse: Introduction*. In: Asano, T. (ed.), *Wastewater Reclamation and Reuse*, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 1-55.

FAO, 1985. *Water quality for agriculture*. R.S. Ayers and D.W. Westcot., Irrigation and Drainage Paper 29, Rev. 1., FAO, Rome., 174 p.

FAO, 1992. *Wastewater treatment and use in agriculture*. M.B. Pescod. Irrigation and Drainage Paper 47, FAO, Rome, 125 p.

FAO, 2000. *Users manual for irrigation with treated wastewater*. Regional Office for the Near East, Cairo, Egypt. 83 p.

FEACHEM, R.G., BRADLEY, D.J., GARELICK, H. and MARA, D.D., 1983. *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. John Wiley, Chichester.

Handbook of City Waste Water Recycling Usage (Cn) edited by Zhaofeng JIN and Jincheng XU and published by Chemical Industry Press (January 2004).

KANDIAH A, 1990 Criteria and classification of saline water. *Water, Soil and Crop Management Practises Relating to the Use of Saline Water*. A. Kandiah (Ed), FAO, Rome, 34-51.

MAAS, E.V., 1984. *Salt tolerance of plants*. In: The Handbook of Plant Science in Agriculture, B.R. Christies (ed), CRC Press, Boca Raton, Florida.

MAAS, E.V., and HOFFMAN, G.J., 1977. *Crop salt tolerance – Current assessment*. J. Irrigation and Drainage Division. Proceeding Paper 12993. 115-134.

RICHARDS, L.A., 1954. *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. USDA Agricultural Handbook No.60, US Department of Agriculture, Washington DC, 160 p.

UNEP-IECT, 1999. *International Symposium on Efficient Water Use in Urban Areas – Innovative Ways of Finding Water for Cities*. WHO Kobe Centre Conference Room, Kobe, Japan.

WHO, 1989. *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Technical Report No. 778, WHO, Geneva, 74 p.

WHO, 2006. *Guidelines for safe use wastewater, excreta and grey water*. Wastewater use in agriculture vol.2, WHO, Geneva, 196 p.

WHO, 2006. *Guidelines for safe use wastewater, excreta and grey water*. Wastewater use in aquaculture vol.3, WHO, Geneva, 41-43 p.

XANTHOULIS, D., 1996. *Rapport de synthèse: Réutilisation des eaux usées à des fins agricoles, Ouarzazate, Maroc*. PNUD, FAO, MARA - Maroc.

9. LA RÉUTILISATION DES BOUES EN AGRICULTURE

9.1 Introduction

Les boues produites par les stations de traitement des eaux usées contiennent des quantités importantes de nutriments que les cultures agricoles peuvent utiliser. Plusieurs pays de par le monde épandent leurs boues sur les terres agricoles ; il s'agit d'une élimination des boues pour les opérateurs en charge des stations qui est relativement facile et peu coûteuse. Cette élimination est aussi attirante pour les cultivateurs car ils peuvent remplacer leurs amendements commerciaux coûteux par les boues à bas prix, pour une même contenance en nutriments. Les nutriments présents dans les boues fournissent aux plantes les éléments nécessaires à leur croissance, tels que l'azote, le phosphore et les oligo-éléments. De plus, les boues à forte teneur organique augmente la teneur en matière organique du sol, ce qui en améliore la structure. Les désavantages de la réutilisation des boues en agriculture sont les investissements dans des infrastructures de stockage, les coûts administratifs, et l'acceptation de contrôle et de surveillance.

Lorsque la réutilisation des boues est autorisée pour l'agriculture, elle doit se soumettre aux législations locales. Le refus de leur réutilisation en agriculture provient de facteurs limitants tels que les concentrations en métaux lourds, leur contenance en pathogènes et leur attraction pour les vecteurs biologiques ainsi que la présence de composés organiques toxiques. La législation peut aussi refuser d'autres substances spécifiques. En théorie, toutes les boues peuvent être réutilisées en agriculture, mais les pratiques courantes dans les pays en développement tendent à restreindre leur utilisation si elles ne sont pas stabilisées par un stockage de longue durée et/ou avec l'ajout de chaux. La stabilisation assure que les boues ne contiennent pas ou peu de pathogènes et qu'elles sont stables chimiquement.

9.2 Les caractéristiques des boues et leur usage agricole

Les boues sont un sous-produit semi solides des stations de traitement des eaux usées qui contiennent tous les composés retirés des eaux usées et ceux ajoutés durant le procédé de traitement des eaux. Les caractéristiques des boues dépendent du procédé de traitement des boues et sont classées selon leur lieu de production durant la filière de traitement des eaux (pour plus de détails, voir le chapitre 7 sur le traitement des boues).

La composition des boues dépend principalement des caractéristiques des eaux usées traitées ainsi que du procédé de leur traitement. Lorsque les eaux usées traitées sont des eaux urbaines et domestiques, les boues qui résultent de leur traitement ont une faible teneur en métaux lourds et composés organiques toxiques, ce qui rend leur potentiel de réutilisation à des fins agricole élevé. La décision de la réutilisation des boues se base sur les caractéristiques des boues tels que la teneur en solides totaux, la teneur en solides volatils, le pH, le taux de matières organiques, la teneur en pathogènes, les teneurs en métaux lourds et polluants organiques dangereux.

La quantité de boues produites indique le volume total disponible pour une application agricole. La teneur en solides totaux définit les besoins en termes de transport et de stockage, ainsi que des méthodes d'application possibles. La teneur en solides volatils décrit la teneur organique des boues et peut prédire des problèmes potentiels d'odeurs. Le pH mesure l'acidité des boues et l'impact que leur application pourrait avoir sur les sols et d'autres effets associés d'un point de vue agricole. La teneur en pathogènes renseigne sur la potentialité des boues à causer des maladies lors de leur réutilisation. Avant un usage agricole, les boues sont généralement stabilisées, ce qui rend leur teneur en pathogènes théoriquement très faible. Si une boue d'origine domestique n'est pas stabilisée, un nombre significativement élevés de pathogènes sont à craindre et la manipulation des boues devient à haut risque. La teneur en nutriments contenus dans les boues sont l'une des raisons majeures de leur valorisation en agriculture en tant que fertilisant. Les nutriments comprennent de l'azote, sous toutes ses formes, du phosphore, du potassium et des oligoéléments. Leur concentration au sein de la boue dépend de la nature des eaux usées et de leur procédé de traitement. Les métaux lourds sont les éléments les plus courants qui génèrent une restriction légale. Les composés organiques chimiques sont présents dans tous les types d'eaux usées et se retrouvent donc dans toutes les boues. Les polluants organiques dangereux peuvent être nocifs pour les humains et pour l'environnement naturel par leur toxicité et réactivité.

9.3 Les conditions générales de réutilisation des boues en agriculture

Les législations locales contrôlent la réutilisation des boues en agriculture et diffèrent de pays à pays. En général cependant, la réutilisation potentielle et le taux d'application sont basés sur les concentrations en nutriments, métaux lourds et polluants organiques. Dans certains pays, la législation est si stricte que la réutilisation des boues en agriculture est presque intenable. Aux États-Unis, un acte régit la réutilisation des boues, le « Clean Water Act » (40 CFR Part 503, EPA, 1994). En Europe, c'est la directive 86/278/EEC qui en fait de même. Cette directive dicte les conditions minimales et chaque état membre est tenu d'avoir une législation plus stricte basée sur les besoins locaux et les objectifs environnementaux.

Les exigences les plus communes pour la réutilisation des boues sont le niveau de traitement des boues (déshydratation, stabilisation ou traitements spécifiques) ; des restrictions sur les teneurs en métaux lourds, la matière sèche et les nutriments ; des limitations en relation avec le pH du sol et le type de cultures qui recevront les boues, ainsi que les contacts avec l'homme dans les champs et pour le suivi.

9.3.1 Caractérisation chimique, physique et biologique

Les caractéristiques des boues varient selon les origines des boues et selon le traitement des eaux usées. Avant toute réutilisation des boues, une caractérisation complète doit être réalisée. La caractérisation donne des informations nécessaires quant à la gestion et à l'évaluation de la pertinence de leur réutilisation. Les caractéristiques physiques décrivent la boue en termes de facilité de traitement et de

manipulation (EEA, 1998). Les paramètres chimiques indiquent la présence de substances utiles telles que les nutriments et/ou de composés dangereux qui rendent les boues inutilisables. La caractérisation biologique donne des informations sur les microorganismes et matière organique dans les boues.

La législation américaine sur la réutilisation des boues à des fins agricoles se base sur une définition des boues comme biosolides, car elle assume une stabilisation préalable. Elle définit quatre groupes de limites pour les métaux lourds : les concentrations maximales, la concentration du polluant, le taux d'application cumulatif du polluant et le taux d'application maximal annuel. Les concentrations maximales (en mg/l) sont les concentrations maximales acceptées d'un polluant dans une boue pour l'épandage agricole. Les concentrations du polluant pour une qualité exceptionnelle (EQ, Exceptionnal Quality), en mg/l, sont les concentrations du polluant les plus restrictives, habituellement trouvées pour les boues pré-conditionnées. Le taux cumulatif d'application du polluant (en Kg/ha) est la quantité maximale de polluant qui peut être appliquée à un site ou un champ. Le taux d'application annuel du polluant (en Kg/ha et pour 365 jours) est la quantité maximale de polluant qui peut être appliquée à un site ou un champ endéans une période de 12 mois (Tableau 9-1). La directive européenne quant à elle limite les concentrations en métaux lourds dans les boues et limite leur usage agricole selon les concentrations en métaux lourds des sols qui vont recevoir les boues (Tableau 9-2 :).

TABLEAU 9-1 : VALEURS LIMITES AMÉRICAINES DE POLLUANTS POUR LA RÉUTILISATION DES BOUES

Polluant	Limite de concentration maximale pour les biosolides applicables en champ (mg/kg) ^a	Limite de concentration en polluant pour une QE (mg/kg) ^a	Taux d'application cumulatif du polluant (kg/ha)	Taux d'application annuel du polluant (kg/ha/365 jours)
Arsenic	75	41	41	2,0
Cadmium	85	39	39	1.9
Chrome	3,000	1,200	3,000	150
Cuivre	4,300	1,500	1,500	75
Plomb	840	300	300	15
Mercure	57	17	17	0,85
Nickel	420	420	420	21
Sélénium	100	36	100	5.0
Zinc	7,500	2,800	2,800	140

^a Matière sèche

Source: modifié de Part 503, 1994

TABLEAU 9-2 : VALEURS LIMITES EUROPÉENNES POUR LA RÉUTILISATION DES BOUES

Polluant	Valeurs limites de concentration en ML dans les boues pour une réutilisation agricole (mg/kg) ^a	Valeurs limites de concentrations de ML dans les sols (mg/kg) ^a	Valeurs limites qui peuvent être appliquées en moyenne sur 10 ans (kg/ha/365 jours)
Cadmium	20 à 40	1 à 3	0.15
Cuivre	1,000 à 1,750	50 à 140	12
Nickel	300 à 400	30 à 75	3
Plomb	750 à 1,200	50 à 300	15
Zinc	2,500 à 4,000	150 à 300	30
Mercure	16 à 25	1 à 1.5	0.1
Chrome	-	-	-

^a Matière sèche

ML = Métaux lourds

Source: modifié de 86/278/EEC, 1986

Les valeurs limites danoises sont encore plus strictes que la directive européenne pour certains métaux lourds (Tableau 9-3 :). La loi danoise limite également les concentrations de certains métaux lourds en fonction de la teneur en nutriments (phosphore) présents dans les boues.

Les recommandations biologiques traitent majoritairement de la réduction des pathogènes et réduction de l'attraction pour les vecteurs afin de minimiser les risques sanitaires sur les lieux d'application. Selon Jiménez and Wang (2006), le risque le plus important provient des salmonelles et des helminthes.

TABLEAU 9-3 : VALEURS LIMITES DANOISES POUR LA RÉUTILISATION DES BOUES

Polluant	Valeurs limites en concentration (mg/kg) ^a	mg/kg de Phosphore total
Cadmium	0,8	100
Cuivre	1,000	
Nickel	30	2,500
Plomb	120	10,000
Zinc	4,000	
Mercure	0,8	200
Chrome	100	-

^a Matière sèche

Source: Adapté du Ministère de l'Environnement et de l'Energie, 2003

9.3.2 Echantillonnage et analyses

La directive européenne 86/278/EEC recommande une analyse des boues au minimum une fois tous les six mois, lorsque la production et la qualité sont stables. S'il y a des changements dans le traitement des eaux usées et dans la production des boues, l'échantillonnage et les analyses doivent être plus fréquents. Les analyses doivent couvrir les paramètres suivants :

- La matière sèche;
- La matière organique;
- Le pH;
- L'azote et le phosphore;
- Le cadmium, cuivre, nickel, zinc, mercure, chrome et arsenic.

Les restrictions étant liées aux sols receveurs, ces derniers doivent également faire l'objet d'analyses, relatives au pH et teneurs en métaux lourds uniquement. Les Etats Unis requièrent des analyses semblables (EPA, part 503, 1994).

L'autorité responsable de l'environnement danois exige un minimum d'échantillons corrélé à un volume fixe de matière sèche de boues produit par an (tous les 2000 m³). Le Danemark exige des analyses d'autres substances nuisibles (tableau 9-4), telles que les sulfonates alkylbenzène linéaires (LAS), les hydrocarbures polycycliques (Σ PAH), les nonylphénols (NPE) et les phtalates (DEHP) (Ministry of Environment and Energy, 2003).

TABLEAU 9-4 : VALEURS LIMITES DANOISES POUR LES SUBSTANCES NUISIBLES

Polluant	mg/kg de poids sec
Sulfonates Alkylbenzene (LAS)	1,300
Hydrocarbures Polycycliques (Σ PAH)	3
Nonylphenols (NPE)	10
Phthalates (DEHP)	50

Source: Adapté de Ministry of Environment and Energy, 2003

9.3.3 Evaluation du risque

L'évaluation du risque doit prendre en compte les caractéristiques des boues, les conditions du site d'application, les caractéristiques locales environnementales et les limitations, et la possibilité d'un contact humain ou animal avec les boues.

9.4 Les facteurs qui influencent la réutilisation des boues

9.4.1 Les facteurs géographiques

Les conditions climatiques locales et les pratiques agricoles peuvent affecter la potentialité de réutilisation des boues en agriculture. Les besoins en éléments nutritifs des plantes varient selon le climat et le type de cultures. Le taux d'application des boues doit coïncider avec les besoins des plantes, ce qui va déterminer le potentiel de réutilisation des boues. Au Danemark, le taux maximal d'application des boues est de 170 kg N/ha.an et 30 kg P/ha.an.

Les coûts de transport sont fonction de la distance entre le lieu de production des boues et le site d'application. Généralement, ces frais sont à charge des fermiers, ce qui rend la réutilisation des boues tributaire des bénéfices potentiels des cultivateurs.

9.4.2 Les facteurs socio-économiques

L'utilisation des boues comme une source d'éléments nutritifs pour les plantes est un procédé naturel et respectueux de l'environnement pour valoriser un sous produit, mais qui généralement est perçu comme une source de danger par les populations. Par leur potentiel fertilisant et les bénéfices associés à leurs teneurs en matières organiques, les agriculteurs considèrent les boues comme une ressource. Les législations locales doivent contrôler un équilibre entre les perceptions des populations et les bénéfices des opérateurs de station et des cultivateurs, en minimisant les menaces sur la santé et l'environnement. Lorsque une législation adéquate et un système de contrôle est mis en place, les fermiers peuvent décider s'ils utilisent les boues en fonction des bénéfices qu'ils peuvent en retirer. L'utilisation des boues pour une valorisation agricole nécessite des frais d'investissement et de fonctionnement pour le transport des boues de leur lieu de production aux fermes (les coûts varient selon le type de boue et son conditionnement), le stockage, l'épandage, l'enfouissement, l'échantillonnage et les analyses des sols et des boues en plus des frais administratifs.

FIGURE 9-1 : BOUES DÉSHYDRATÉES PRÊTES À ÊTRE TRANSPORTÉES



9.4.3 Facteurs environnementaux

La législation locale concerne des questions environnementales liées à la réutilisation des boues en agriculture. Les restrictions pour leur réutilisation concernent habituellement le niveau de prétraitement des boues, la concentration en métaux lourds des boues et des sols récepteurs, les taux d'application selon les teneurs en métaux lourds, et les teneurs en éléments toxiques. D'autres restrictions sont relatives aux quantités d'éléments nutritifs appliqués, les distances par rapport à des cours d'eau, le type de culture, et l'accessibilité limitée des terres où les boues sont appliquées. Des facteurs environnementaux à considérer sont les émissions de gaz (nuisances olfactives), les conditions d'eau de surface et de profondeur, le bruit, le risque (exposition aux pathogènes) et les besoins en énergie.

9.5 Conservation et utilisation des boues

Les boues réutilisées à des fins agricoles sont le plus souvent stockées sur le site de production et dans quelques cas, sur les sites d'application (voir Figure 9-2 :). La décision dépend de l'état de la boue, mais dans les deux cas, des infrastructures de stockage sont nécessaires. Lorsque les boues sont sous forme liquide, les possibilités de stockage sont des digesteurs, des réservoirs de stockage ou des lagunes de séchage. Si les boues sont déjà déshydratées, le stockage le plus courant est sur le site d'épandage. Dans tous les cas, les effets climatiques sur les boues doivent être évités, ainsi que les nuisances possibles dues aux odeurs ou à l'attraction de vecteurs de maladies. Le dimensionnement de structures de stockage doivent intégrer des facteurs tels que la concentration en solides, la stabilité en éléments nutritifs, la teneur en matière organique et la teneur en pathogènes.

FIGURE 9-2 : BOUE STABILISÉE DANS UNE INFRASTRUCTURE DE STOCKAGE



Source: www.cambi.no, 2006

9.6 Pratiques de gestion

L'application des boues en agriculture requière des pratiques de gestion pour être économiquement rentable et sans risque pour l'environnement. Les périodes d'épandage dépendent du climat, des propriétés des sols, des saisons de croissance, et des besoins des plantes. Les boues ne doivent pas être épandues sur des sols gelés, couverts de neige ou inondés. Les boues ne doivent pas non plus être épandues lors de fortes pluies qui lessivent la surface des sols. L'application des boues lors de fortes chaleurs, sous les climats chauds, peut volatiliser les éléments nutritifs. L'application des boues doit être en adéquation avec les besoins des plantes et les facteurs agronomiques (selon les cultures, les sols et le climat). L'application de boue sur les sols ne doit pas interférer avec la qualité des eaux de surface ou menacer des plantes ou animaux.

FIGURE 9-3 : EPANDAGE DE BOUES AU CHAMP



Source: www.cambi.no, 2006

Lorsque des boues sont épandues sur des cultures de fourrages ou des cultures destinées à la consommation humaine, il y a des restrictions selon le type de culture et la possibilité de contact avec les boues. La directive européenne interdit l'utilisation de boues sur les prairies et cultures fourragères moyennant l'écoulement d'une période recommandée de 10 mois avant utilisation, tout en laissant les états membres libres de raccourcir cette période. La directive interdit également l'utilisation des boues sur des cultures de fruits et de légumes consommés crus (86/278/EEC, 1986).

Les Etats-Unis restreignent le temps de récolte des parcelles fertilisées avec des boues (EPA, 1994). Pour des cultures hors sol, la récolte doit se tenir au minimum 14 mois après l'application des boues. Pour les cultures de sous sol (racines, tubercules, bulbes,...), la période de récolte est allongée à 20 mois après l'application. Des restrictions de date de récolte s'appliquent également aux cultures

fourragères, prairies pâturées, et pour l'utilisation de boues dans des lieux public (parcs, jardins et forêts).

9.7 Vigilance des cultures et des sols

Les boues peuvent affecter les cultures selon leur localisation sur les plantes et si elles sont en contact direct avec les boues ou non. Les cultures sont classées selon trois groupes :

1. Sans aucun contact avec le sol (oranges, pommes, maïs, etc.);
2. En contact avec le sol (tomates, concombres, laitues, etc.) et,
3. Sous la surface du sol (pomme de terre, oignons, betteraves, etc.)

Selon les classes, les directives locales limitent le temps entre l'épandage des boues et la récolte, la consommation ou le contact.

9.8 Bibliographie

EEA, 1998. *Sludge treatment and disposal management approaches and experiences*. European Environment Agency Copenhagen DK.

EPA, 1994. A plain English guide to the EPA, part 503, biosolids rule. EPA/832/R-93/003, Washington DC (USA).

EPA, 1995. *Process design manual land application of sewage sludge and domestic septage*. EPA/625/R-95/001, Cincinnati (USA).

EUROPEAN COUNCIL, 1986. *Directive 86/278/EEC Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture*. European commission

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION, 2006. *Municipal wastewater management in developing countries: principals and engineering*. Ed. Ujang Z. & Hense M., IWA publishing, 334 p., London, UK.

JIMENEZ, B., and WANG, L., 2006. *Sludge treatment and management in municipal wastewater management in developing countries: principles and engineering*. Ed. Ujang and Henze, IWA publishing, London, UK.

MINISTRY OF ENVIRONMENT AND ENERGY, 2003. *Act 623 of 30/062003 on the use of waste for agricultural use (sludge)* (in Danish), MST Copenhagen DK

WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 2003. *Wastewater treatment plant design*. Ed. Vesilind A. & Rooke R.L., WEF, Alexandria, VA.

www.cambi.no/References/sludge/default.htm

10. ASPECTS FINANCIERS ET ECONOMIQUES

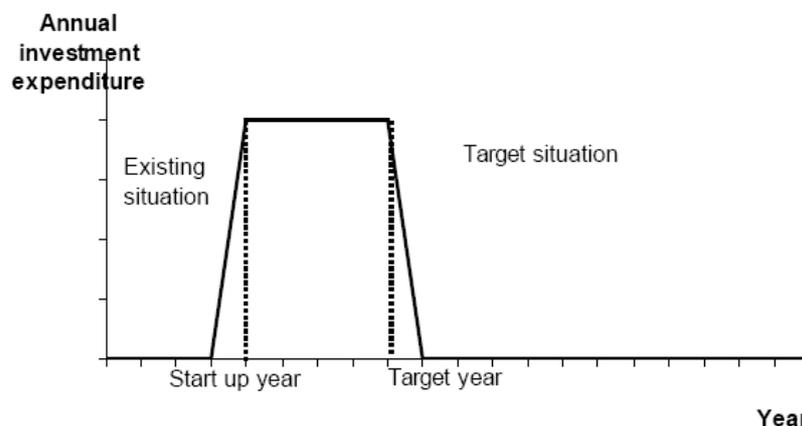
10.1 Concepts de Base Economiques pour Evaluer les STEP

Ce chapitre fournit aux ingénieurs les principes et pratiques de base de l'économie d'ingénierie pour évaluer et comparer les coûts de diverses STEP et évaluer financièrement et économiquement l'efficacité des coûts des solutions de STEP à « coût modique » décrites dans les chapitres précédents, surtout lorsqu'on les compare à des procédés de traitement plus intensifs. Ce chapitre explique aussi comment réaliser une analyse économique d'ingénierie de base des alternatives de STEP pour une prise de décision efficace.

10.1.1 Dépenses d'investissement

Les coûts d'investissement ou dépenses de capital (ou CAPEX) sont les dépenses d'investissement totales pour construire de nouvelles infrastructures ou installations. La Figure 10-110-1 montre un profil standard de mise en œuvre d'un investissement en fonction du temps ; ce profil suppose une mise en œuvre répartie également au cours de la période de mise en œuvre.

FIGURE 10-1 : PROFIL D'UN INVESTISSEMENT AU COURS DU TEMPS



Dans le cas de STEP extensives et à coût peu élevé, le coût d'investissement peut varier largement selon la localisation et les caractéristiques de la station à construire. En général, les composantes principales de l'investissement sont les suivantes :

- Coût du terrain ;
- Analyse du site ;
- Nettoyage du site ;
- Terrassement et excavation ;
- Construction de bassin lorsque nécessaire ;
- Pose de tuyaux drainants lorsque nécessaire ;
- Construction de bermes et modelage des pentes ;
- Apport de graviers lorsque nécessaire ;
- Apport de plantes lorsqu'adéquat ;

- Structures d'entrée et de sortie ;
- Ligne de transmission au site ;
- Station de pompage lorsque nécessaire ;
- Couverture (si le sol est perméable, un coût supplémentaire d'imperméabilisation des bassins peut être nécessaire) ;
- Barrière ;
- Tuyauteries diverses ; et
- Ingénierie, juridique, impondérables et frais généraux et profit de l'entrepreneur.

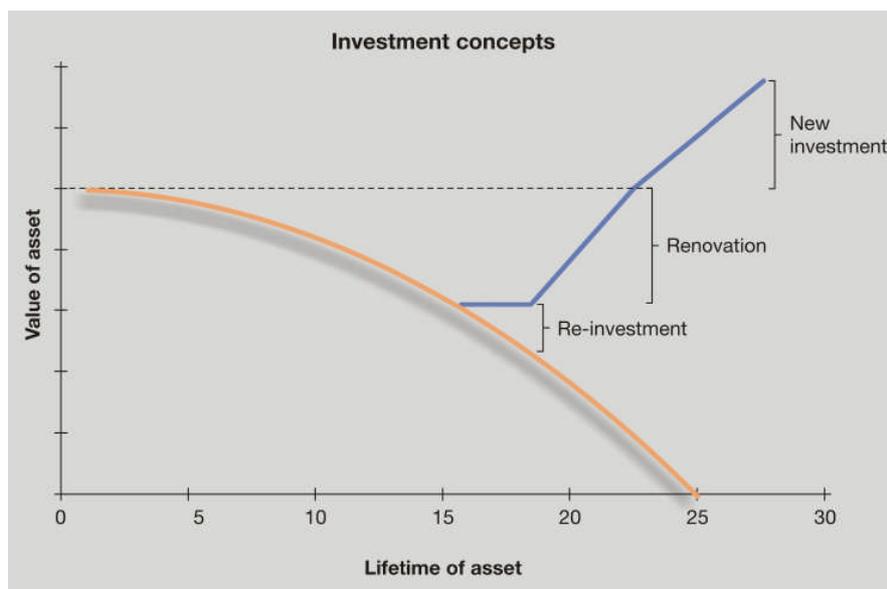
D'autres coûts liés à l'investissement peuvent inclure les bâtiments, routes, l'expropriation de résidents et l'achat de droits d'utilisation de l'eau.

Lorsque nécessaire, la couverture et les graviers sont souvent les éléments les plus chers. Par exemple, le coût d'une couverture en plastique peut représenter jusqu'à 40 % du coût total de la construction. Dans beaucoup de cas, cependant, le compactage sur site des sols d'origine fournit une protection suffisante contre la contamination des eaux souterraines.

Extensions de service, rénovation et remplacement

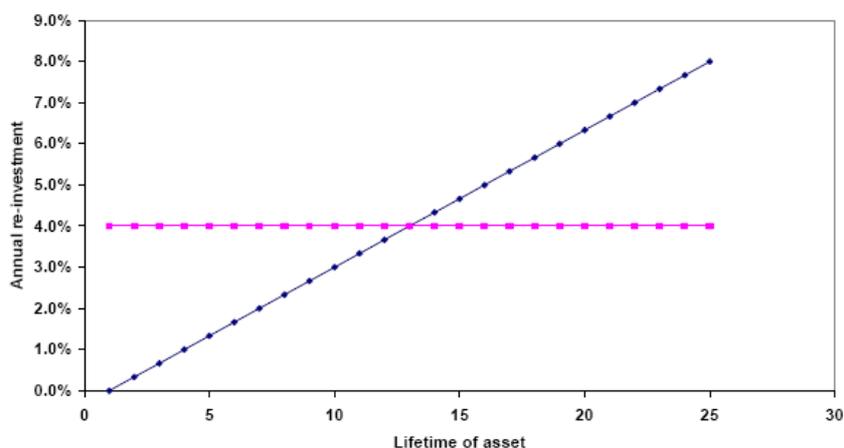
Les extensions de service, rénovation et remplacement peuvent aussi se traduire par des dépenses aussi importantes et selon le même calendrier que les coûts d'investissement. La Figure 10-2 : 10-2 montre comment évolue avec le temps le lien entre coûts de maintenance, rénovation et nouveaux investissements et la valeur des infrastructures.

FIGURE 10-2 : LIEN ENTRE EXTENSIONS DE SERVICE, RENOVATION, ET REMPLACEMENT ET VALEUR DES INFRASTRUCTURES



Les coûts de remplacement peuvent être estimés comme la dépréciation annuelle des infrastructures et sont supposés augmenter au fur et à mesure de la durée de vie de l'actif. Au cours de la première année, il n'y a pas de remplacement ; ensuite, il y a une augmentation constante au cours de la durée de vie des infrastructures (cf. Figure 10-3 : 10-3 où la ligne rouge suppose un remplacement annuel constant pendant la durée de vie de l'investissement supposé être de 25 ans. La ligne bleue suppose un accroissement linéaire des coûts de remplacement au cours de la durée de vie des infrastructures. Les deux profils se traduisent par un remplacement complet des infrastructures au bout de 25 ans).

FIGURE 10-3 : PROFILS TYPIQUES DE REMPLACEMENT



Les coûts de rénovation sont les investissements qui vont augmenter la valeur du système en atteignant partiellement ou complètement le niveau initial prévu, alors que le remplacement permet seulement de garder la valeur constante. Il y a un lien très étroit entre le remplacement et les rénovations/réhabilitation. S'il n'y a pas de remplacement au cours d'une période, alors il devrait y avoir une rénovation du même montant que le remplacement accumulé afin de restaurer la valeur du système. La valeur accumulée du remplacement qui n'a pas encore été effectué s'appelle la "maintenance à fournir". C'est un indicateur-clé de la valeur des infrastructures et de leur efficacité opérationnelle. Les coûts de fonctionnement augmenteront si les remplacements nécessaires ne sont pas effectués ; après un certain temps, le fonctionnement va même s'arrêter.

Les extensions de service sont les extensions ou améliorations des infrastructures. Les investissements en extensions de service augmenteront la dépréciation annuelle et donc les coûts de remplacement annuels.

10.1.2 Coûts de fonctionnement et de maintenance

Les coûts de F&M des STEP extensives sont habituellement très bas, comparés aux systèmes de traitement intensif traditionnels, d'où l'aspect " bas coût " de tels procédés de traitement.

Les dépenses de fonctionnement comprennent les dépenses pour le fonctionnement et la maintenance journaliers des infrastructures ou de l'équipement. Ces coûts sont encourus régulièrement au cours de la vie du projet. Ils varient selon la conception et le procédé des STEP. Pour les STEP à coût bas et selon le type de système, ils peuvent comprendre :

- Contrôle hydraulique de la profondeur d'eau ;
- Lubrifiants pour pompes et valves ;
- Nettoyage des structures d'entrée et de sortie ;
- Fauchage de l'herbe sur les bermes ;
- Gestion de la végétation ;
- Contrôle des moustiques et vecteurs (si nécessaire); et
- Suivi de routine.

Parce que la plupart des STEP extensives fonctionnent par gravité (i.e., sans pompes et autres appareils électriques), elles n'ont pas besoin de maintenance intensive et les coûts énergétiques sont minimaux. En général, les STEP extensives ont besoin de moins de main d'œuvre que les STEP traditionnelles, sauf au moment de la récolte. La végétation qui pousse sur les STEP extensives doit être récoltée régulièrement. Dans une zone humide artificielle, l'absorption de polluants par les plantes n'est qu'un phénomène relativement mineur, donc la récolte et le fauchage réguliers ne fournissent pas d'avantages de traitement significatifs. Enlever les débris accumulés peut devenir nécessaire pour faciliter la circulation. En général, cela arrive seulement lorsque les canalisations d'entrée ou de sortie des bassins ou zones humides artificielles sont relativement étroites ou lorsque les bords des canalisations ont des pentes relativement fortes.

La gestion de la végétation comprend aussi la gestion de la faune sauvage, selon le type de végétation sélectionné pour le système. Les animaux tels que les ragondins et rats musqués sont connus pour manger toute végétation qui pousse dans les zones humides artificielles.

Les systèmes qui utilisent des jets d'eau doivent être inspectés et nettoyés régulièrement et les tuyaux et conduites doivent être drainés régulièrement lorsqu'ils fonctionnent pour éviter la corrosion. Les pompes, vannes et autres éléments mécaniques ont besoin d'être maintenus et lubrifiés régulièrement.

La profondeur de l'eau dans une STEP extensive peut devoir être ajustée selon la saison ou en réponse à une résistance accrue provenant des débris de plantes accumulés dans la canalisation de la zone humide artificielle. Les moustiques peuvent avoir besoin d'être contrôlés selon les conditions locales et les besoins. La population de moustiques dans la zone humide artificielle de traitement ne devrait pas être plus grande que dans les zones humides naturelles voisines. Dans quelques systèmes, le recyclage de l'effluent secondaire permet une charge hydraulique plus importante et donc un système de bassins plus petits. Les bassins recevant des débits élevés des lagons facultatifs d'algues et des étangs de polissage sont souvent bouchés. Dans certains types de terrains, l'opérateur doit préserver régulièrement la capacité d'infiltration prévue des bassins. L'opérateur devrait inspecter les bassins tous les jours et enregistrer le temps de drainage pour suivre le débit d'infiltration.

Le suivi régulier est important. Bien que des travaux d'analyse soient essentiels pour garantir le fonctionnement correct de toute STEP extensive, un programme complet d'échantillonnage et de suivi n'est généralement pas nécessaire. Un suivi régulier de la qualité de l'eau est aussi nécessaire pour tous les systèmes de STEP qui ont un permis de décharge dans le milieu récepteur. Le permis spécifie les besoins en suivi et la fréquence de suivi.

Le suivi du permis limite généralement l'échantillonnage aux eaux usées non-traitées et à l'effluent final du système. Vu qu'une STEP extensive est généralement précédée d'une forme de traitement préliminaire, le programme de suivi régulier ne documente pas les caractéristiques de l'effluent à l'entrée de la zone humide. Il peut être désirable de prendre régulièrement des échantillons à l'entrée et à la sortie du système au delà de ce que demande le permis pour tous les systèmes sauf les plus petits afin que l'opérateur connaisse les performances du système et puisse l'ajuster le cas échéant.

F&M des systèmes individuels

Les coûts de F&M des systèmes de traitement in situ comprennent essentiellement le suivi régulier des couches de boue dans tous les compartiments de la fosse septique. Il faut vidanger la fosse lorsque l'épaisseur de la couche de boue dépasse le tiers de la hauteur totale de la fosse. Si la fosse n'est pas vidangée, les solides vont se répandre dans les drains, ce qui va boucher les pores des sols et empêcher les drains de fonctionner. Le coût d'une vidange régulière d'une fosse septique est faible comparé au coût de remplacement d'un drain.

Il est aussi souhaitable de suivre régulièrement l'état du drain. Cela comprend le contrôle de l'eau qui stagne à la surface du sol, des spots d'observation et des endroits où les plantes poussent en masse. Cette poussée massive peut indiquer : 1) des fuites (si la poussée massive de plantes est seulement répartie sur une petite zone du drain) et/ou 2) une accumulation sous la surface de l'effluent de la fosse septique provenant d'un drainage sous-dimensionné ou bouché (si la poussée massive de plantes est répartie dans le système de drainage ou dans la zone la plus basse).

Dépenses de maintenance

La maintenance est nécessaire pour entretenir et remplacer les infrastructures afin de garder l'espérance de vie du système. Pour beaucoup de STEP extensives, cela comprend essentiellement l'inspection de l'intégrité des bermes et le suivi des digues pour d'éventuels signes d'érosion. Dans certains cas, il faut aussi inspecter les structures en terre utilisées comme marécages pour d'éventuels problèmes dus aux rongeurs. Il faut suivre régulièrement les digues et bermes des bassins pour vérifier s'il n'y pas de rongeurs ou une certaine attaque/destruction de la structure et de la couverture.

Dans certains systèmes, il peut être nécessaire de restaurer la surface d'infiltration quand le débit d'infiltration diminue. On enlève en général au moins une fois par an les dépôts d'organiques qui se sont formés et la surface d'infiltration est ratissée et

passée à la herse afin de restaurer la capacité d'infiltration. Sur des périodes plus longues, il peut être nécessaire d'enlever les centimètres supérieurs du sol afin d'exposer un matériel propre. Il peut être aussi souhaitable de réparer les digues, barrières et route tous les dix ans.

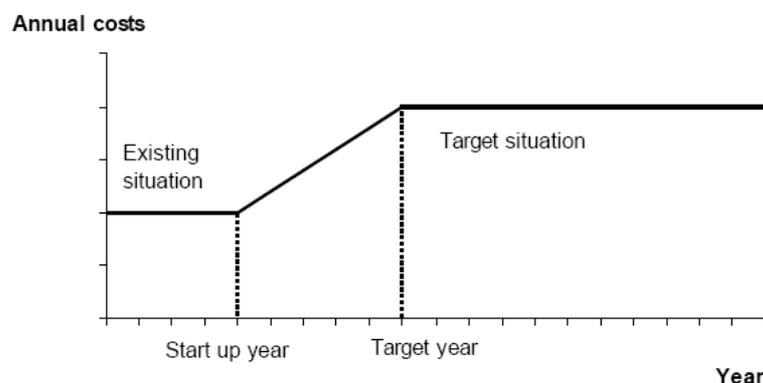
Remplacement d'équipement

Dans les STEP à bas coût, remplacer l'équipement fait souvent partie de la maintenance si le remplacement allonge la durée de vie du système. Les dépenses de fonctionnement comprennent la maintenance nécessaire pour faire fonctionner les infrastructures, mais pas pour allonger la durée de vie des infrastructures en tant que telle.

En pratique, cependant, il n'est pas toujours possible de séparer tous les petits remplacements des procédures de fonctionnement. La dépense de fonctionnement des infrastructures ou équipement existants est basée sur les dépenses de fonctionnement d'un équipement neuf. En utilisant un décompte typique des dépenses d'énergie, de produits chimiques et de main d'œuvre et des indicateurs de prix qui incluent le niveau de prix local de chaque dépense, on peut corriger les prix locaux. On peut aussi inclure un facteur d'échelle pour prendre en compte les conditions locales spécifiques, qu'on ne pourrait pas inclure autrement.

La Figure 10-4 : 10-4 montre un profil typique de l'évolution des coûts de fonctionnement et de maintenance au cours du temps. Des données sur la situation actuelle permettent de préciser le niveau de coûts de la première période, alors que des données sur la situation cible permettent de les préciser pour la dernière période. Entre ces deux moments se situent l'investissement et/ou les changements dans le mode de fonctionnement pour atteindre la cible. Un tel profil montre que la cible demande une extension des infrastructures, ce qui crée une augmentation progressive des coûts de fonctionnement annuels pendant la construction des nouvelles infrastructures.

FIGURE 10-4 : PROFIL DE COÛTS F&M TYPIQUES



10.1.3 Coûts fixes et variables

Les coûts F&M se répartissent en coûts fixes et variables :

Coûts fixes : ils restent fixes quel que soit le niveau d'activité de la STEP ; ils comprennent le loyer du terrain, les coûts de suivi, les coûts de suivi de la végétation, le personnel administratif, assurance, permis, etc.

Coûts variables : ils changent avec le niveau d'activité de la STEP ; ils peuvent comprendre l'achat de matériaux et de produits consommables, la fourniture d'énergie et de lubrifiants, les coûts de personnel saisonniers ou temporaires, etc.

10.1.4 Inflation

L'inflation est l'augmentation du niveau général des prix, comparé à un pouvoir d'achat de base. Dans une analyse de projet, on utilise habituellement des prix constants, i.e., des prix initialement ajustés pour l'inflation mais ensuite fixés par rapport à une année de référence. Cependant, dans une analyse de flux financiers, les prix courants peuvent être plus appropriés ; ce sont en fait des prix nominaux effectivement observés année après année. L'effet de l'inflation, ou plutôt l'augmentation générale de l'index des prix, ou les oscillations des prix relatifs, peut changer les calculs de retours financiers sur l'investissement. Donc, en général, il est recommandé d'utiliser des prix courants.

Les chiffres nominaux –tels que salaires nominaux, taux d'intérêt nominaux ou valeur d'investissement nominal—correspondent à des montants qui sont payés ou exprimés au cours du jour. Sur une feuille de paye on trouve le montant du salaire et sur un accord de prêt pour une station de traitement des eaux usées le taux d'intérêt nominal.

COÛTS NOMINAUX ET REELS

Un coût nominal (ou courant) est le coût de toute chose exprimé dans l'argent du jour, ce qui signifie prendre en compte l'impact de l'inflation. Un coût réel (ou constant) ne prend pas en compte l'inflation.

Les chiffres réels –tels que salaires réels, taux d'intérêt réels, ou produit domestique brut réel – sont corrigés pour tenir compte de l'inflation. Ils indiquent la valeur de ces chiffres en termes de pouvoir d'achat pour les salaires, les intérêts ou la production. Ils reviennent à calculer combien de biens et services un salaire, un remboursement d'intérêt ou un revenu va permettre de réellement acheter.

Le lien entre un taux réel et un taux nominal pour un taux d'inflation donné est le suivant :

$$R_n = (1 + R_r)(1 + R_i) - 1 = R_r + R_i + R_r R_i \text{ (E. 98)}$$

Où R_n est le taux nominal, R_r le taux réel et R_i le taux d'inflation. Par exemple, un taux réel R_r de 8 % et un taux d'inflation R_i de 4 % fournissent un taux nominal R_n de 12.32 %.

10.1.5 Taux d'actualisation

Pour comparer les investissements au cours du temps, un décisionnaire a besoin d'utiliser un taux d'actualisation pour actualiser les flux d'avantages et de coûts. L'idée de base est que la valeur de l'argent varie avec le temps. Le Tableau 10-1 : 10-1 présente un exemple simple basé sur un taux d'actualisation de 10 %. Au lieu de dépenser 100 € aujourd'hui, l'argent peut être investi par exemple à 10 % par an pendant quatre ans. Alors, aujourd'hui, la valeur actualisée de 146 € en l'an 4 est 100 €.

TABLEAU 10-1 : VALEUR DE L'ARGENT EN FONCTION DU TEMPS

Choix	Temps/consommation				
	Maintenant	Année 1	Année 2	Année 3	Année 4
Consommer aujourd'hui	100 €	0	0	0	0
Investir	100 €	0	0	0	146 €

Il y a trois concepts principaux qui permettent d'expliquer le choix des taux d'actualisation :

1. Préférence sociale pour le temps ;
2. Coût des fonds ; et
3. Coût d'opportunité du capital.

La préférence sociale pour le temps ou taux d'actualisation sociale est complètement dénuée de tout risque et de toute incertitude ; il est approprié dans une économie de prix stables et des conditions économiques selon lesquelles la valeur des biens et services ne change pas de manière inattendue. La meilleure approximation du taux d'actualisation sociale est le taux d'intérêt sur les bons du trésor à long terme en petites coupures vendues directement aux épargnants.

Le coût des fonds, ou taux d'intérêt du marché, reflète l'instabilité des prix, le risque et l'incertitude du marché pour un projet au cours du temps. Cela devrait aussi inclure le risque d'inflation du marché au cours du temps. Pour estimer ce taux, on utilise souvent le taux d'emprunt du gouvernement à long terme pour des projets gouvernementaux, qui est généralement plus élevé que le taux d'actualisation sociale.

Le coût d'opportunité du capital représente ce que des fonds rapporteraient s'ils étaient investis dans des projets aux rendements les plus élevés. C'est normalement le taux d'actualisation le plus élevé. Utiliser ce taux d'actualisation signifie que le projet de traitement des eaux usées est semblable à tout autre investissement que l'agence publique peut effectuer.

10.1.6 Valeur actualisée : actualisation

L'idée d'une préférence de l'argent en fonction du temps amène à calculer la valeur actualisée d'un investissement en réduisant au cours d'aujourd'hui la valeur de demain. La formule de base d'actualisation est $1/(1+r)^t$ où r est le taux d'actualisation et t est la durée de vie en années de l'investissement. La valeur actualisée de cash-flows reflète au cours d'aujourd'hui la valeur de futurs cash-flows ajustée au coût du capital. La formule de calcul est la suivante :

$$\sum_{t=0}^{t=n} \frac{B_t}{(1+r)^t} \quad (\text{E. 99})$$

Où : B est le cash flow net (revenus moins coûts) du projet chaque année
 r est le taux d'actualisation
 t est le nombre d'années

Exercice : *calculer la valeur actualisée du coût annuel de fonctionnement d'une STEP (750 m³/d) en termes réels et nominaux sur 25 ans, en supposant un coût de fonctionnement de 0,1/m³ € aujourd'hui, augmentant de 3 % par an, avec un taux d'inflation de 4 %. Supposer un taux d'actualisation réel de 6 %.*

Coût	Année 0	Année 1	Année 2	Année 15	Année 25
Coût réel (croissance annuelle de 3 %)	27 375	28 196	29 042	42 649	57 317
Coût nominal (inflation de 4 %)	27 375	29 324	31 412	76 809	152 798
Coût réel annualisé (taux réel d'annualisation de 6 %)	27 375	26 600	25 847	17 796	13 355
Coût nominal annualisé (taux nominal d'annualisation de 10,24 %)	27 375	26 600	25 847	17 796	13 355

La valeur actualisée du coût calculée avec des valeurs réelles ou nominales reste la même (481 359 €). La valeur annualisée calculée ne prend pas en compte le coût de l'année 0 parce que la STEP était en cours de construction en l'année 0 et il n'y a pas eu de coûts de fonctionnement.

10.1.7 Valeur Actualisée Nette (VAN)

La Valeur Actualisée Nette (VAN) est la somme des valeurs actualisées des futurs flux de bénéfices et coûts auxquels il faut soustraire le coût d'investissement du projet. Le critère d'investissement est d'investir seulement si la VAN est positive. Le Tableau 10-2 : 10-2 montre les calculs de VA pour deux projets, l'un avec un investissement initial de 100 \$ et l'autre un investissement initial de 200 \$. Beaucoup de logiciels de tableurs ont des fonctions financières notamment les fonctions VA et VAN, qui permettent de calculer facilement la valeur actualisée et

valeur actualisée nette de séries de flux de coûts et revenus à un taux d'actualisation donné.

TABLEAU 10-2 : EXEMPLE D'ACTUALISATION DE PROJETS DE TAILLES DIFFERENTES

	Capital K	Benefits (year 1)	$\frac{B}{(1+r)^n}$ PV 3%	$\frac{B-OC}{K}$ at 3%
1st project	\$100	\$110	107	1.07
2nd project	\$200	\$218	211	1.06
OC = Operating cost (equal 0 here)				
At 3% Project 1	PV = 110/1.03 = \$107		NPV = \$7	
Project 2	PV = 218/1.03 = \$211		NPV = \$11	

Exercice : calculer la Valeur Actualisée Nette du projet de STEP dans l'exercice précédent avec les hypothèses suivantes : investissement de 470 000 €, construction dans l'année 0, utilisateurs de la STEP payant un tarif de traitement des eaux usées de 0,12 €/m³ augmentant de 2 % par an, et une vente d'eau usée traitée pour l'agriculture produisant un revenu réel constant de 0,14 €/m³. Le calcul est en termes réels.

Le coût de fonctionnement et les revenus dans l'année 0 ne sont pas considérés parce que la STEP est en cours de construction dans l'année 0 ; aucun tarif n'est collecté non plus dans l'année 0 (pas de service pour les utilisateurs) ; il y a seulement le coût d'investissement. La Valeur Actualisée Nette est positive, ce qui démontre que le projet est financièrement viable.

Valeur	Valeur actualisée	Année 0	Année 1	Année 2	Année 15	Année 25
Coût d'investissement	-470 000	-470 000				
Coût F&M actualisé (taux réel d'actualisation de 6 %)	-481 359	-(27 375)	-26 600	-25 847	-17 796	-13 355
Revenu provenant de tarif (croissance annuelle de 2 %)		(32 850)	33 507	34 177	44 212	53 894
Revenu actualisé provenant de tarif (taux réel d'actualisation de 6 %)	+517 466	(32 850)	31 610	30 418	18 448	12 557
Revenu provenant de la vente d'eau		(38 325)	38 325	38 325	38 325	38 325
Revenu actualisé provenant de la vente (taux réel d'actualisation de 6 %)	+489 922	(38 325)	36 156	34 109	15 992	8 930
Total	+56 029					

10.1.8 Taux interne de rentabilité (TIR)

Le TIR est le taux d'actualisation qui annule la VAN d'un projet. Le TIR est l'expression des retours attendus au cours de la durée de vie du projet --ou le retour annuel moyen sur l'investissement. Le critère d'investissement est d'investir

seulement si le TIR est supérieur au coût d'opportunité du capital. Le TIR est le r (taux d'actualisation) pour lequel :

$$\sum_{t=0}^{t=n} \frac{B_t}{(1+r)^t} = 0 \quad (\text{E. 100})$$

Malheureusement, il n'y a pas de méthode facile pour déterminer le r correct, si ce n'est à tâtons. Beaucoup de logiciels de tableurs ont parmi leurs fonctions financières une fonction TIR, qui fait facilement le calcul itératif du TIR pour une série de flux de coûts et de revenus.

Exercice : pour le projet de STEP de l'exercice précédent et en utilisant les mêmes hypothèses sur les coûts et revenus, calculer le TIR du projet. Le procédé à tâtons montre que le TIR est entre 7 et 7,274 % ; en fait, il est égal à 7,27 %.

Taux réel d'actualisation (%)	Valeur Actualisée Nette
6 00 %	+56 029
8 00 %	-27 737
7 00 %	+11 224
7 274 %	+10

10.1.9 Indicateurs de viabilité financière d'un projet

Les deux critères les meilleurs pour déterminer s'il faut entreprendre un projet de traitement des eaux usées sont la VAN et le TIR :

1. Si la VAN du flux de bénéfices et coûts d'un projet est positive, le projet est faisable économiquement ; et
2. Si le TIR d'un projet est supérieur au coût de capital utilisé pour financer le projet, le projet est faisable économiquement.

Lors de l'évaluation d'un projet, les bénéfices et coûts s'accumulent au cours des années. C'est pourquoi il est nécessaire d'estimer la valeur actualisée d'un projet, qui est la somme des cash-flows actualisés produits par le projet au cours du temps.

10.2 Techniques de Comparaison des Options de Traitement

Décider de centraliser ou décentraliser une STEP est un procédé complexe, souvent dépassant la compréhension des communautés bénéficiaires, surtout les villages et petites cités où les STEP extensives peuvent être les alternatives les plus souhaitables. Il y a beaucoup de stratégies et technologies disponibles dans les secteurs de traitement des eaux usées centralisé et décentralisé. Cette section présente un bref aperçu des outils et méthodes analytiques pour estimer les impacts de telles alternatives de traitement des eaux usées lors du processus de décision.

Balkema *et al.* (1998) a passé en revue 15 publications et identifié 35 paramètres – critères économiques, environnementaux, techniques et socio-culturels— pour estimer la pertinence de systèmes de traitement des eaux usées. Le Tableau 10-3 : 10-3 présente un aperçu des paramètres et montre la complexité des questions à considérer. Le tableau montre la diversité de questions qu'on peut se poser pour comprendre la durabilité d'une technologie; il y a 21 paramètres pour estimer seulement la durabilité environnementale.

Lorsque la communauté est plus petite et que l'alternative est entre un système intensif ou extensif de traitement des eaux usées, il y a des techniques plus simples d'estimation telles que :

- Estimation du cycle de vie (ECV) ;
- Etude d'impact environnemental (EIE) ; et
- Planification ouverte des eaux usées (POEU).

L'ECV estime les impacts environnementaux d'un produit, service, ou procédé au cours du cycle de vie de l'extraction des matières premières au débarras ou à la réutilisation du produit final. L'EIE (cf. Chapitre 11) est un cadre d'identification, de prédiction, d'évaluation et d'atténuation des effets biophysiques, sociaux et autres de projets proposés ou de plans et d'activités physiques. La POEU est une approche pour prendre des décisions sur les eaux usées qui élargit les frontières des options considérées et ajoute aux critères typiques d'évaluation les impacts indirects sur l'environnement.

Les méthodologies ECV et EIE évaluent toutes les deux les impacts environnementaux des actions humaines. La POEU évalue les alternatives de traitement des eaux usées dans un cadre de considération plus large. La principale différence entre l'ECV et l'EIE c'est que l'ECV essaie de fournir une méthode systématique pour estimer les impacts environnementaux, alors que l'EIE fournit plus un processus d'interprétation. Grâce à une analyse compréhensive, l'ECV identifie les simples changements ou déplacements des problèmes environnementaux dans l'espace et le temps. L'EIE est beaucoup moins standardisée dans sa quantification des impacts et adapte son analyse en fonction du caractère particulier de l'endroit et du procédé. La POEU est moins formelle et peut s'adapter au degré d'analyse de l'ECV ou au style d'interprétation de l'EIE.

Les paragraphes suivants décrivent les trois méthodologies.

TABLEAU 10-3 : APERCU DES PARAMETRES UTILISES POUR COMPARER LES TRAITEMENTS D'EAUX USEES

Source: **Aa** = Aalbers 1997 **Em** = Emmerson 1995 **L** = Langeveld 1997
Az = Azar 1996 **E** = ETC 1996, **N** = Niemczynowicz 1994
Be = Bengtsson 1997 **F** = Finnson 1996 **O** = Otterpolth 1997
Bu = Butler 1997 **I** = Icke 1997 **S** = STOWA 1996
D = DTO 1994 **J** = Jacobs 1996 **Ø** = Ødegaard 1995

Note: The numbers in the table indicate the used weighting factors, the abbreviations refer to the terms used in the publications; C = costs, Cn = concerns, E = environmental efficiency, P = principles for sustainability, S = sustainability factors, St = steering variables, T = target, Te = technical paradigm, V = variables in the LCA input-output table, * = LCA study.

	Aa	Az	Be*	Bu	D	Em*	E	F	I	J	L*	N	O	S	Ø*
Economical criteria:															
Costs	2				C		S	P		E	C				E
Environmental criteria:															
Accumulation		P							T						
Biodiversity / land fertility		P			100		S	P						P	
Dissipation														Cn	
Export of problems in time & space									T	S				P	
Extraction		P													
Integration in natural cycles							S							P	
Land area required / space	2				1										
Odour / noise / insects / visual	0.5														
Optimal resource utilisation / reuse:		P		S			S	P	St	S		P		P	
Water	2			S	1000		S	P	St		V			Cn	
Nutrients	2		V	S	100	V	S	P	St		V			Cn	V
Energy	2		V		10	V	S	P			V			Cn	V
Raw materials														Cn	
Pathogen removal / health	1			S	1000		S	P			V				
Pollution prevention				S			S	P					P	P	
Emissions:															
BOD / COD	1		V		1000	V	S				V			V	V
Nutrients	1		V		100	V	S				V			V	V
Heavy metals	1		V		1000	V	S				V			V	V
Others	1					V	S				V			V	V
Sludge / waste production			V		1000	V	S				V			V	V
Use of chemicals			V		10		S								
Technical criteria:															
Durability				S			S								
Ease of construction / low tech	1												P		
Endure shock loads / seasonal effects	1													Cn	
Flexible / adaptable				S			S								
Maintenance	2													Cn	
Reliability / security	1						S	P							
Small scale / onsite / local solution				S						Te	V	P			
Social-cultural criteria:															
Awareness / participation							S			S					
Competence / information requirements	1						S	P							
Culturally accepted							S								
Institutional requirements	1						S	P							
Local development				S											
Responsibility								P							

Source: Balkema *et al.* (1998)

10.2.1 Estimation du Cycle de Vie (ECV)

L'estimation environnementale du cycle de vie (EECV), appelée habituellement estimation du cycle de vie (ECV), estime les impacts environnementaux d'un produit, service, ou procédé au cours de son cycle de vie. Dans sa définition la plus large, l'ECV résume tous les problèmes environnementaux qui se posent du "berceau à la tombe" au cours du cycle de vie d'un produit ou d'un service :

- Extraction de matières premières ;
- Transport ;

- Fabrication ;
- Fonctionnement ;
- Maintenance;
- Réutilisation ; et
- Débarras.

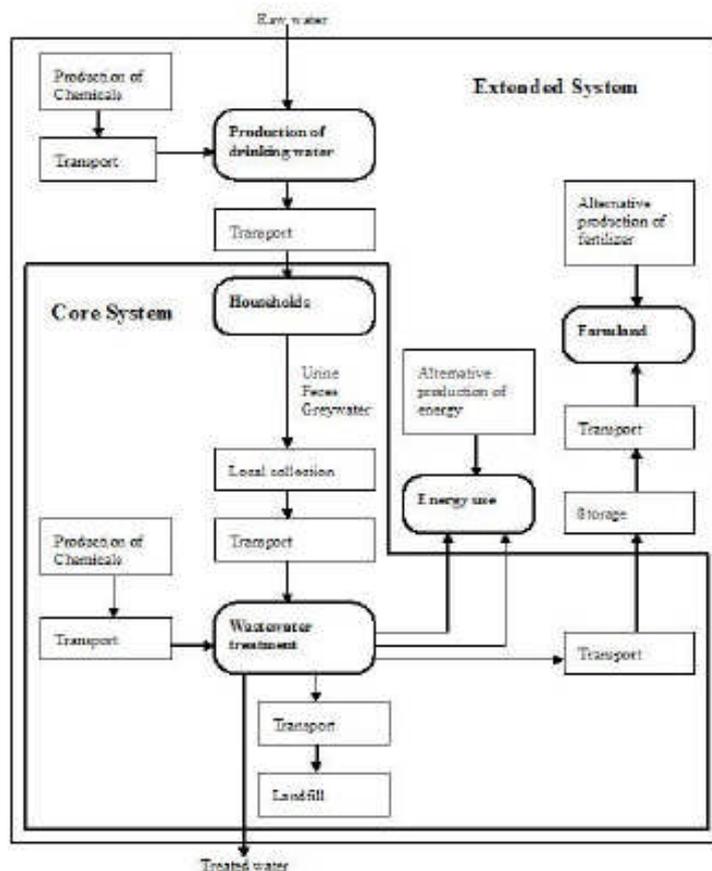
Les problèmes environnementaux généralement comprennent l'utilisation de terrain, énergie, eau et autres matériaux et l'émission de substances (qui nuisent ou peuvent être bénéfiques) dans l'air, l'eau et le sol. Dans le cas d'une STEP à bas coût, un aspect important à considérer peut être la capacité du projet à détruire les pathogènes.

Une ECV environnementale typique se déroule comme suit :

1. **Définition du but et de l'étendue** : comprend le but de l'étude, les limites du système et l'unité fonctionnelle. Il faut aussi inclure un diagramme des flux matière et énergie.
2. **Inventaire du cycle de vie (ICV)** : catalogue de toutes les informations sur les émissions et la consommation des ressources des activités du système à l'étude.
3. **Etude de l'impact du cycle de vie (EICV)** : les conséquences environnementales de l'inventaire sont étudiées et des analyses de sensibilité développées. Ceci comprend habituellement la classification de l'inventaire par catégorie d'impact.
4. **Interprétation** : cette quatrième étape controversée parfois incluse dans quelques méthodes ECV est l'interprétation des résultats, qui peut inclure la normalisation, la mise en place de coefficients pondéraux, et/ou une agrégation supplémentaire.

La Figure 10-5 : 10-5 montre le cadre typique ECV pour une usine de traitement des eaux usées.

FIGURE 10-5 : CADRE ECV POUR UNE USINE DE TRAITEMENT DES EAUX USEES



Source: Adapted from Tillman *et al.* (1998)

Le concept d'étude du cycle de vie est né à la fin des années 60s, mais n'a pas été très utilisé avant le milieu des années 80s (Ecobilan sans date). En 1989, la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) est devenue la première organisation internationale à promouvoir le développement de l'ECV. En 1994, l'International Standards Organization (ISO) a commencé à développer des normes pour l'ECV dans le cadre de sa série de normes 14000 sur la gestion de l'environnement. Les normes fixent les détails techniques et l'organisation conceptuelle de l'ECV :

- ISO 14040—Norme sur les principes et le cadre ;
- ISO 14041—Norme sur le but, la définition de l'étendue et l'analyse de l'inventaire ;
- ISO 14042—Norme sur l'estimation de l'impact du cycle de vie ; et
- ISO 14043—Norme sur l'interprétation du cycle de vie.

Plusieurs des méthodes décrites comme des méthodes ECV suivent le cadre ECV défini par ISO 14040, avec un inventaire semblable à celui décrit par ISO 14041, et une estimation des impacts jusqu'à un certain point décrite par ISO 14042, alors qu'un nombre plus petit suit la normalisation et la pondération aussi décrites dans ISO 14042. Les méthodes basées sur les normes ISO peuvent beaucoup varier car les normes ISO permettent une certaine flexibilité pour définir des facteurs de

caractérisation et de normalisation et des méthodes de pondération ajustés aux valeurs et conditions d'un endroit ou d'un secteur particulier.

10.2.2 Etude d'Impact sur l'Environnement (EIE)

L'EIE est le procédé d'identification, de prédiction, d'évaluation et d'atténuation des effets biophysiques, sociaux, et autres de projets proposés ou de plans et d'activités physiques avant de prendre des décisions majeures. L'EIE a été introduite en Europe comme procédure après la Directive EIE (Directive 85/337/EEC amendée par 97/11/EC et 2003/35/EC), qui demande à toutes les agences de planification d'intégrer systématiquement l'environnement dans le processus de planification et de décision pour tous les projets, plans et activités. La procédure générale d'EIE comprend les étapes suivantes :

1. **Etendue** : identifier les principaux problèmes.
2. **Décision** : décider si une EIE est nécessaire (par exemple, y a-t-il un impact environnemental significatif ?).
3. **Identification d'Alternatives** : dresser la liste des alternatives, sites et techniques; et décrire l'environnement concerné.
4. **Estimer les Impacts** : estimer les impacts sociaux et environnementaux de chaque alternative.
5. **Mesures d'Atténuation** : développer des actions d'atténuation pour empêcher ou réduire les impacts potentiels.
6. **Préparer un Rapport Environnemental** : préparer un rapport non-technique sur les résultats de l'EIE. Les étapes 2, 5 et 6 sont propres à l'EIE et n'apparaissent pas dans l'ECV. L'étape 3 est semblable à l'étape ICV de l'ECV, mais en pratique elle est beaucoup moins détaillée.

10.2.3 Planification Ouverte des Eaux Usées (POEU)

La planification ouverte des eaux usées est une méthode plus nouvelle, moins bien connue et moins formelle que l'ECV ou l'EIE, qui a été développée spécialement pour prendre des décisions sur le traitement des eaux usées. La POEU commence par établir des buts pour le traitement des eaux usées. Les décisionnaires peuvent être guidés dans cette étape par un troisième parti (par exemple, un consultant et/ou le régulateur local ou national), mais il est crucial que le décisionnaire s'approprie ces buts. Une fois ces buts fixés, un troisième parti produit plusieurs groupes de design différent qui atteignent la plupart ou tous ces buts et les présente simplement, au niveau de l'étude de faisabilité. La manière dont ces alternatives touchent les buts fixés au début est décrite brièvement, et les décisionnaires se servent de ces matériaux comme outil d'aide à la décision. La POEU a été utilisée de manière limitée en Suède et un document décrivant le processus en Anglais a été distribué pour promouvoir la POEU comme modèle partout dans la région de la Mer Baltique.

Etude de Cas Suédoise sur l'Utilisation de la POEU

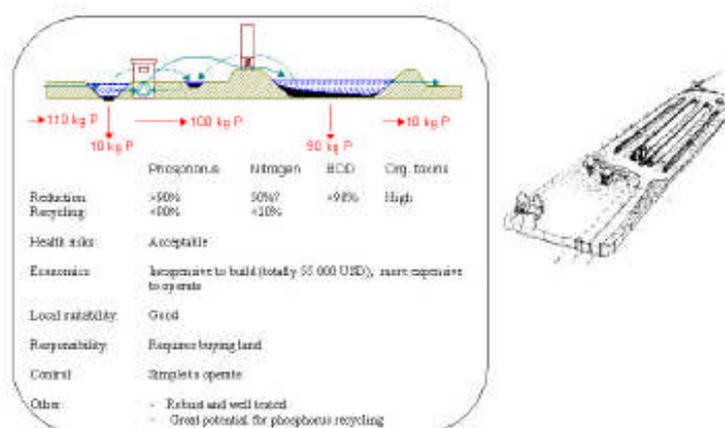
La POEU a bien fonctionné à Vadsbro en Suède, un village de 40 familles, dans la même région que Stockholm. Le village a rénové les égouts et les a reliés à une usine de traitement des eaux usées. La prochaine étape est de rénover l'usine de traitement. L'autorité réglementaire, le Comité Environnemental et de Santé Publique de la municipalité, pensait qu'une usine préfabriquée était la solution appropriée, mais ils voulaient que quelqu'un confirme ce choix. Ils se sont lancés dans un processus de POEU de deux mois avec l'aide du Professeur Ridderstolpe, un consultant externe.

Ridderstolpe a commencé par demander au comité quels étaient leurs buts pour l'usine de traitement des eaux usées. Ils ont identifié des buts mesurables en matière de coût, réduction de nutriment et de DBO, potentiel de recyclage de nutriments, utilisation d'énergie, utilisation de produits chimiques, et santé publique, ainsi que des buts qualitatifs spécifiant que la solution soit compatible avec les conditions locales et que les responsabilités et besoins en maintenance soient clairs. Ridderstolpe a ensuite développé six alternatives, y compris une usine de traitement préfabriquée, qui satisfont plus ou moins aux critères suivants :

- Utilisation des eaux usées sur le terrain : irrigation des forêts ;
- Bassin de stabilisation avec précipitation par l'hydroxyde de calcium ;
- Filtres avec des matériaux compressés et tranchée de bio-filtre (zone humide longue et étroite) ;
- Utilisation des eaux usées sur le terrain : rotation entre culture et zone humide ; et
- Filtre à sable.

Le comité a été surpris que des options aussi diverses puissent satisfaire les critères. Un rapport avec une présentation de deux pages sur chaque alternative les a aidés à décider parmi les options. La première page décrivait textuellement l'alternative avec de l'information expliquant comment satisfaire les critères. La deuxième page avait un sketch du système et un bref résumé sur la manière dont le système satisfait les critères (cf. Figure 10-6).

FIGURE 10-6 : SKETCH RESUMANT L'ALTERNATIVE DE VADSBRO : BASSINS DE STABILISATION AVEC PRECIPITATION CHIMIQUE



Source: Ridderstolpe (1999)

Un tableau unique a comparé les forces et faiblesses relatives des alternatives (cf. Figure 10-7 10-7). Le tableau n'est pas un outil formel de prise de décision ; il n'y a pas de définitions spécifiques entre deux plus et trois plus, par exemple, et il n'y a pas de méthode pour ajouter les plus et les moins ensemble. Le tableau est plutôt un outil mnémotechnique. Les descriptions de chaque alternative de traitement ont des détails sur la manière dont l'alternative se comporte pour chaque critère ; le tableau fournit un aperçu permettant de délibérer. Le Comité s'est servi de tous ces outils pour décider d'un lit filtrant suivi d'une tranchée bio-filtre —une sorte de zone humide longue et étroite.

FIGURE 10-7 : COMPARAISON D'ALTERNATIVES A VADSBRO EN SUEDE, A L'AIDE DE LA POEU

	Alt. 1 Irrigation	Alt. 2 Ca-precip.	Alt. 3 Bioditch	Alt. 4. Rotation syst	Alt. 5 Sandfilter	Alt 6 Treat. plant
Economy	+++	+++	++	++	-	--
Reduction	+++	++	++	++	++	+
Potentials for recycling	++?	++	++	+++	++	++
Hygienic safe	-	++	++	-	++	-
Local adaptation	--	+	++	++?	+	++
Responsibility /Control	-	++	++	-	+++	+++
Conclusion	Very efficient and cheap but hygienic hazards Landscape impact	Efficient Robust service demanding	Efficient Cheap Flexible Robust	Not proved but very interesting	Efficient but quite expensive	Not cost efficient Simple planning

Source: Riddlestolpe (1999)

La POEU est plus qu'un modèle analytique formel comme l'ECV ou l'EIE. C'est une méthode de prise de décision, commençant par cadrer le problème jusqu'à choisir parmi les alternatives. La POEU est simple et peut s'adapter aux conditions locales ; elle est aussi flexible et permet d'identifier différents critères non-économiques pour comparer des alternatives de traitement des eaux usées. En aidant les décisionnaires à identifier les critères les plus importants pour eux, il est possible de concentrer la recherche de données sur les informations qui feront une différence pour la décision. Il est aussi possible d'évaluer le niveau de sophistication requis pour fournir une information utile. L'analyse peut ensuite utiliser toute autre méthode telle que l'EIE et rationaliser tout composant ECV autant que nécessaire. Ridderstolpe (2004) rapporte avoir utilisé la POEU pour des communautés jusqu'à 500 personnes. Plus le projet est important, plus grande est la constellation de groupes d'intérêt et la demande pour un processus documenté de manière plus formelle. Quand la documentation formelle augmente, la POEU devient presque une EIE.

10.2.4 Comparaison de méthodes

Cette section compare brièvement les trois méthodologies présentées plus tôt. L'EIE est un cadre d'évaluation (Kärrman 2000). Pour des raisons pratiques, l'ECV est associée à des méthodes d'analyse spécifiques. Avec l'EIE, il n'y a pas de catégories assignées ou standardisées ni de méthodes d'analyse pour ces catégories.

L'EIE étudie généralement les impacts localisés et permet d'utiliser les méthodes les plus adaptées à l'unicité du site et aux impacts significatifs. En pratique, cependant, cette flexibilité, combinée avec moins d'attention aux frontières du système, peut faire oublier certains impacts indirects et cumulés, notamment ceux qui concernent d'autres endroits ou qui sont régionaux ou globaux.

D'un autre côté, les méthodes standard ECV sont virtuellement incapables de détailler la plupart des impacts locaux. Ces différences distinctes permettent de choisir facilement entre les deux ; cependant, le traitement des eaux usées a des impacts environnementaux aux niveaux local et global et la durabilité environnementale demande généralement de considérer ces deux niveaux.

La POEU peut avoir les caractéristiques de l'ECV et de l'EIE, mais ressemble plus à l'EIE. La POEU peut adopter la caractérisation des impacts de l'ECV aux frontières élargies à un niveau global ou régional, mais sa flexibilité d'adaptation aux besoins et contexte du processus de décision se rapproche du cadre de l'EIE. L'aspect pratique de la POEU est qu'elle est spécifique au traitement des eaux usées et pratique pour les plus petites communautés, notamment celles qui ont moins de ressources financières et humaines. La POEU est cependant plus prône à laisser les décideurs ignorer les externalités.

10.3 Evaluation Economique et Financière des STEP

Les principaux principes, concepts et procédés utilisés pour l'analyse économique et financière des STEP fournissent un cadre méthodologique général pour comprendre les concepts de base et la méthodologie. L'analyse économique a généralement pour but d'améliorer les salaires et la consommation de la société en encourageant l'utilisation efficace des ressources. La viabilité financière et les risques du projet sont étudiés pour tester la durabilité financière de la fourniture des services et des bénéfices économiques. Ces analyses sont menées en même temps que des analyses sociales, techniques, institutionnelles et environnementales avant d'étudier une STEP et, lorsque nécessaire, pendant le cycle de vie du projet.

10.3.1 Analyse du Moindre Coût

Après avoir défini les objectifs du projet et prédit les besoins en gestion des eaux usées, l'étape suivante consiste à identifier l'alternative la moins coûteuse permettant d'atteindre les objectifs du projet. Les coûts économiques sont utilisés pour étudier l'échelle, l'emplacement, la technologie et le timing des designs alternatifs de projet. L'analyse a pour but d'identifier l'option la moins coûteuse pour

collecter et traiter les eaux usées et faire face à la demande prévue. Si les avantages sont les mêmes, l'analyse à moindre coût compare les coûts économiques d'options mutuellement exclusives, techniquement faisables, et identifie celle qui a le coût actualisé le plus bas. Si les avantages économiques des alternatives diffèrent, il faut mener une analyse de valeur actualisée nette.

Si l'option la moins coûteuse pour augmenter le traitement des eaux usées passe par une gestion plus efficace et une réhabilitation du système actuel plutôt qu'une augmentation de capacité, cette option doit être un élément prioritaire du projet. L'étape suivante est une augmentation de capacité et doit être intégrée dans le design du projet, si les prédictions de demande l'indiquent clairement.

Le coût moyen marginal (CMM) de l'eau pour chaque alternative de projet (ou plan d'expansion à long terme) est une bonne approximation du coût total de fourniture des services. Il correspond au coût financier par unité de ressource environnementale consommée qui doit être recouvert par l'opérateur du système pour un investissement donné afin d'obtenir le recouvrement complet des coûts. Le CMM est le cash flow actualisé du système pendant la période de projection divisé par le flux des ressources environnementales consommées ou traitées pendant la période ; il s'exprime comme suit :

$$AIC = \Sigma[(KKR_n + OMR_n)/(1+r)^t] / \bullet \Sigma[QW_n] \quad (E. 101)$$

Où :

AIC = Coût Moyen Marginal dans une monnaie donnée par unité de ressources consommées.

KKR_n = Coût d'investissement total du projet en l'année n.

QW_n = Consommation prédite de ressources environnementales en l'année n.

OMR_n = Coût total de fonctionnement et de maintenance en l'année n.

r = Taux d'actualisation.

t = année

Le CMM est souvent un indicateur utile pour établir les tarifs des services requis. Dans le calcul du CMM, les dons sont comptés comme revenus supplémentaires, ce qui réduit le CMM et le tarif correspondant nécessaire pour couvrir le coût des services considérés.

Exercice : calculer le CMM du projet de STEP décrit dans le paragraphe 10.1 ci-dessus.

Valeur	Valeur actualisée	Année 0	Année 1	Année 2	Année 15	Année 25
Coût d'investissement (€)	470 000	470 000				
Coût de F&M actualisé (€)	481 359	(27 375)	26 600	25 847	17 796	13 355
Quantité d'eau usée traitée (m ³)	6 750 000		270 000	270 000	270 000	270 000
CMM (€/m ³)	0.14					

10.3.2 Analyses économique et financière

Les analyses économique et financière représentent des manières complémentaires, cependant distinctes, d'estimer le bénéfice net d'un projet d'investissement. Les deux se basent sur la différence entre les situations avec et sans projet. Le bénéfice net financier, cependant, diffère du bénéfice net économique. Alors que l'analyse financière estime l'impact financier du projet sur l'opérateur du projet, l'analyse économique estime l'impact économique sur l'économie du pays. Elles sont complémentaires parce qu'un projet doit être financièrement durable pour que l'économie en bénéficie. Si un projet n'est pas financièrement durable, il n'y aura pas assez de fonds pour faire fonctionner normalement, entretenir et remplacer les actifs et la qualité du service d'eau va se détériorer, ce qui va éventuellement affecter la demande ainsi que les revenus financiers et bénéfiques économiques.

Pour démontrer la viabilité et la durabilité financières du projet, l'analyse financière doit se faire aux niveaux de l'opérateur et du projet. L'analyse financière au niveau du projet doit évaluer les économies d'échelle associées à l'utilisation d'un ou de plusieurs sites de traitement. Une seule grande usine de traitement peut être moins chère que plusieurs petites usines, mais le coût de transporter les eaux usées jusqu'à une seule grande usine de traitement (grand collecteur) peut réduire cet avantage de coût. Cette estimation est spécifique au projet, au site et à sa géographie.

L'analyse financière au niveau de l'opérateur nécessite la préparation de bilans, de comptes de pertes et profits, et de comptes sur les sources et utilisations de fonds aux prix courants. L'analyse doit couvrir les aspects de liquidité financière du projet aux deux niveaux.

Pour estimer la durabilité, il faut estimer le rôle du recouvrement des coûts par une bonne politique de prix des services d'eaux usées, l'effet direct sur les finances publiques des cash-flows nets du projet et la capacité de la communauté à fournir des subventions. Cette estimation se fait en calculant le CMM de l'eau traitée et en le comparant au prix courant moyen pour se connecter au système et traiter les eaux usées.

L'analyse financière coûts-avantages du projet passe par l'estimation du taux financier interne de rentabilité (TIR) en prix constants. Comme expliqué avant, le TIR est le taux d'actualisation pour lequel la valeur actualisée des flux de cash-flows marginaux nets en prix financiers est zéro. Si le TIR est égal à ou supérieur au coût d'opportunité financier du capital, le projet est financièrement viable. L'analyse financière coûts-avantages couvre donc les aspects bénéficiaires du projet au niveau de l'opérateur.

La différence de base entre les analyses coûts-avantages financière et économique d'un projet, c'est que la première compare les avantages et les coûts pour l'opérateur, en prix financiers constants, alors que la deuxième compare les avantages et les coûts pour toute l'économie mesurés en prix économiques constants. Les prix financiers sont les prix du marché des biens et services qui

comprennent les effets de l'intervention du gouvernement et les distorsions de la structure de marché. Les prix économiques reflètent les coûts et valeur réels de l'économie de biens et services après ajustement pour tenir compte des effets de l'intervention du gouvernement et des distorsions de la structure de marché avec les prix cachés des prix financiers. Les analyses financières et économiques ne devraient donc pas inclure d'amortissement, de coûts déjà comptés, ni de changements attendus dans le niveau général des prix. L'amortissement ne doit pas être inclus car les investissements sont déjà inclus dans les cash-flows; les coûts déjà comptés sont les dépenses pour des actifs fixes effectuées avant l'investissement ; et les analyses doivent évaluer les avantages et coûts à des prix constants (au cours de l'année d'évaluation). Il faut toutefois inclure les changements attendus de prix relatifs (distincts des changements du niveau général des prix).

Les analyses coûts-avantages financiers et économiques diffèrent aussi en fonction des effets externes (coûts et avantages) d'un projet. Il y a beaucoup d'exemples de telles externalités dont les transactions de marché ne tiennent pas compte et qu'on ne retrouve donc pas dans le cash-flow financier d'un projet. L'impact environnemental d'un projet est l'exemple-type d'une telle externalité. D'autres exemples dans le cas de projets de gestion des eaux usées sont les ressources d'eau qui peuvent s'épuiser, notamment dans le cas de projets utilisant des eaux de source, et les projets d'approvisionnement en eau qui utilisent de rares ressources en eau soumises à la concurrence entre usagers. L'analyse économique essaie d'évaluer de telles externalités et de les inclure dans les avantages et coûts du projet pour améliorer l'efficacité et l'utilisation de ressources limitées et pour contribuer à améliorer la durabilité environnementale.

Un objectif important d'un projet de gestion des eaux usées est d'améliorer la santé en réduisant et en éliminant les maladies à transmission hydrique. Bien que les économistes de l'environnement et de la santé recommandent des techniques pour monétiser les avantages santé d'une eau sûre, il reste difficile d'évaluer les projets de gestion des eaux usées. Par exemple, les revenus financiers provenant des utilisateurs d'une STEP peuvent déterminer les avantages monétaires du projet ; les revenus financiers ne prennent pas en compte cependant tous les effets externes d'une meilleure santé communautaire due à l'accès à un environnement plus propre et un approvisionnement en eau de meilleure qualité. Quand les avantages attendus en santé publique sont importants et durables, on peut les estimer en termes de dépenses médicales privées et publiques évitées, de gains de productivité et de salaire dus à une morbidité réduite ou de coûts alternatifs d'obtenir ces avantages de santé, par exemple en faisant bouillir ou en filtrant de l'eau et en menant des campagnes publiques de médiatisation.

Analyse financière

Les sorties devraient considérer le prix d'achat de l'investissement et les dépenses nécessaires pour le fonctionnement et l'entretien. Les entrées viennent habituellement des tarifs ou taxes prélevés sur les clients des services de traitement des eaux usées. Les entrées doivent aussi prendre en compte le prix de vente de tout service supplémentaire que l'opérateur peut offrir à l'utilisateur (par exemple, vente d'eau traitée, entretien périodique des locaux d'habitation, etc.).

Vu que les infrastructures d'eau se caractérisent habituellement par une longue durée de vie, l'analyse financière doit considérer la valeur résiduaire de l'investissement. Un horizon de 30 ans est souvent conseillé.

Analyse économique

Les principaux avantages sociaux à introduire dans l'analyse économique peuvent être utilement évalués selon les estimations de la demande attendue en ressources en eau que l'investissement d'une STEP devra satisfaire. L'estimation du prix de l'eau peut se baser sur la volonté de l'utilisateur à payer pour le service, ce qui peut être quantifié en utilisant les prix du marché des services alternatifs (petit système de traitement des eaux usées pour habitation, traitement sur place des eaux réceptrices, etc.).

Pour un projet de contrôle de pollution de l'eau, l'avantage peut aussi être estimé directement en évaluant les morts et maladies évitées grâce à un traitement efficace des eaux usées. Pour effectuer une évaluation économique, il est nécessaire d'estimer le coût total de traitement dans les hôpitaux ou chez soi et la perte de salaire due à un manque possible de travail et la valeur de la vie humaine basée sur le salaire moyen et la durée de vie restante.

Une estimation directe des avantages d'une STEP devrait aussi considérer les aspects suivants :

- Les dégâts évités aux terrains, à l'immobilier et autres structures dus à des inondations ou des eaux de pluie non-régulées (pour les drains "blancs" ou mixtes), à partir des coûts de récupération et d'entretien ;
- La valeur des ressources en eau dans des eaux réceptrices non-polluées.

En tout cas, si aucune méthode classique d'évaluation économique ne peut s'appliquer à un projet donné, il est possible de faire référence à un tout autre projet similaire, qui pourrait avoir été développé dans un cadre aussi proche que possible de celui de la zone touchée. Il faut s'efforcer de quantifier les externalités environnementales telles que :

- La valeur possible de la zone servie, quantifiable, par exemple, par le coût de l'immobilier et de la construction et les prix des zones agricoles ;
- Le salaire supplémentaire des activités collatérales (tourisme, pêche, agriculture côtière, etc.) que la STEP extensive permet d'établir ou de garder ;
- Les impacts potentiels sur l'environnement (paysage gâché, impact sur la nature) et sur toute autre infrastructure (routes et/ou chemins de fer); et
- Impacts négatifs lors de la construction (perte de mobilité, héritage historique et culturel, impact sur l'agriculture ou les infrastructures avoisinantes, etc.).

10.3.3 Participation du Secteur Privé (PSP)

Le rôle du secteur privé pour établir des opérateurs publics environnementaux est souvent mal compris. Le secteur privé est souvent présenté comme la source de financement de dernier ressort à utiliser pour combler un trou de financement quand toutes les autres sources de financement ont été utilisées. C'est trompeur. Le secteur privé est peu enclin à fournir du capital pour un projet dont la viabilité financière n'est pas certaine et qui ne peut pas produire un retour financier adéquat.

Faire appel au secteur privé devrait créer des gains d'efficacité en productivité et en gestion des coûts qui peuvent se traduire par suffisamment d'économies pour combler le trou de financement. Il est clair que la participation privée a un coût supplémentaire égal au retour financier sur le capital fourni par le secteur privé en tant qu'actif privé ou dette.

Les avantages de la PSP comprennent :

- Amélioration de la qualité du service ;
- Transparence des coûts ;
- Contribution à l'efficacité des coûts ;
- Stimulation d'un personnel motivé et formé ;
- Promotion de technologies et de savoir-faire ;
- Développement de capacités concurrentielles ; et
- Renforcement de la capacité d'entreprendre.

Si on peut démontrer que la PSP peut créer suffisamment d'économies pour combler le trou de financement et fournir un retour adéquat sur le capital privé fourni, alors le secteur privé peut être une option viable de financement de projet. Il est souvent difficile de mobiliser le secteur privé pour des investissements environnementaux publics.

La gestion de l'eau (et à un degré moindre) des déchets comprend des éléments importants de monopole naturel qu'il est difficile de réguler en marché concurrentiel. L'eau est aussi en partie un service de bien public, qui peut être aussi fourni par une gestion privée, ce qui a des implications politiques importantes qui peuvent empêcher toute possession totale par le privé ou l'étranger. Pour être gérés et régulés efficacement, les services d'eau ont besoin de cadres juridiques et réglementaires bien établis, transparents, et responsable socialement, capables d'équilibrer les tensions entre intérêts publics et privés.

Le Retour sur Investissement (ROI), une mesure standard de la profitabilité d'une entreprise égale au bénéfice net divisé par la somme des actifs et de la dette à long terme provenant du secteur privé, peut démontrer la viabilité financière de l'implication du secteur privé. Vu que le secteur privé ne contribue qu'à une partie du capital, il faut prendre en compte seulement le pourcentage du bénéfice qu'on peut lier à l'investissement provenant du secteur privé (en pourcentage de l'investissement total).

10.3.4 Considérations pour établir des tarifs

Les mécanismes de recouvrement des coûts permettent de recouvrer à partir des générateurs d'eaux usées toute ou une partie des coûts de collecte, traitement ou évacuation des eaux usées, et les coûts associés financiers, environnementaux et sociaux de génération des eaux usées. Les systèmes qui dépendent entièrement ou largement des taxes prélevées sur les usagers pour payer les coûts du service sont les plus susceptibles de fonctionner durablement tout au long de la vie économique complète du système. Les mécanismes de recouvrement des coûts les plus susceptibles de fournir une durabilité à long terme sont basés sur leur capacité à atteindre des objectifs économiques, financiers, sociaux et administratifs tels que :

- Durabilité financière et recouvrement complet des coûts ;
- Efficacité économique et coûts marginaux ;
- Egalité des prix et principe pollueur-payeur ;
- Efficacité administrative et bonne gouvernance ; et
- Capacité des clients à payer.

Ceux-ci sont présentés brièvement ci-dessous. Il est bon de noter que si la taxe d'eaux usées s'inscrit en plus de celle de l'eau, les usagers ne peuvent distinguer entre les deux économiquement. Il est donc souvent désirable de considérer des objectifs pour une taxe combinée eau et eaux usées.

Durabilité financière et recouvrement complet des coûts

La durabilité financière est l'un des objectifs les plus importants lors de l'établissement des tarifs. Elle peut différer pour un opérateur qui établit son propre tarif de celle qui est nécessaire d'après les guides à long terme établis par l'Etat. Elle diffère aussi pour une ville qui n'a pas développé de système et souhaite lever des fonds auprès des usagers/pollueurs.

Si tous les investissements futurs (pour l'expansion et la réhabilitation) sont financés par des prêts, alors une utilité doit couvrir ses cash-flows et autres besoins tels que ratios de couverture de dette. L'utilité doit prévoir ses besoins en cash-flow pour le moyen terme de manière à planifier tarifs et augmentations nécessaires de manière stable.

Le gouvernement peut demander un retour sur le capital passé (don pour financer l'investissement) avec un dividende (un % sur le capital investi). Ce n'est pas nécessaire et à moins que le gouvernement ne demande le paiement d'un dividende, cela fournirait à l'utilité un surplus de cash-flow. Différents pays ont des positions différentes à ce sujet. En Chine, le gouvernement pense que l'utilité doit lever et garder ses propres fonds. D'autres pays, comme l'Indonésie, pensent que demander immédiatement un retour sur l'investissement passerait à des augmentations de tarif trop rapides et ils demandent seulement à ce que les tarifs soient suffisamment élevés pour couvrir les emprunts pour tous les investissements futurs.

Efficacité économique et coûts marginaux

L'efficacité économique entraîne l'utilisation efficace des ressources nationales. A son niveau de base, il y a efficacité économique lorsqu'aucun changement de tarifs ne bénéficierait à quelqu'un sans aggraver la condition de quelqu'un d'autre. D'après la théorie économique des équilibres, cela se passe lorsque le tarif marginal est égal au coût marginal de l'entreprise. Alors que cela maximise les richesses seulement si c'est appliqué dans toute l'économie, on peut attendre des avantages même lorsqu'ils sont appliqués seulement au niveau de l'industrie. Lorsqu'il y a excès de capacité, les coûts moyens diminuent lorsque la consommation augmente. Quand il n'y a pas de surcroît de capacité, cependant, le système de prix va faire pression sur la demande pour atteindre la capacité car les mécanismes de prix sont presque toujours la meilleure méthode de rationner.

Le changement d'un tarif qui encourage la consommation à un tarif qui la restreint, semble impliquer que la règle du coût marginal n'est pas toujours applicable. Ce n'est pas le cas, cependant, car les coûts marginaux ne sont pas les mêmes que les coûts variables. Pour le comprendre, il est utile de définir la gamme complète des coûts variables. A court terme, l'augmentation de production va seulement accroître les coûts des matières consommables, telles qu'énergie et produits chimiques. A moyen terme, l'augmentation de production va nécessiter de nouveaux employés, etc. A long terme, tout peut varier. Les coûts marginaux sont les augmentations de coût résultant d'une augmentation de production. Ainsi, lorsqu'il y a un important surcroît de capacité, les coûts marginaux sont égaux aux coûts variables à court terme. Quand l'utilisation de la capacité augmente, les coûts marginaux se rapprochent des coûts variables à moyen terme. Lorsqu'on atteint la limite de capacité et que des investissements deviennent nécessaires, les coûts marginaux deviennent égaux aux coûts variables à long terme y compris les éléments de capital. En fait, ces derniers sont égaux au coût moyen marginal (CMM) évoqué ci-dessus.

Le tarif ne devrait jamais être en-dessous des coûts variables à court terme. Les usagers doivent être facturés pour les coûts et aussi pour éviter le gaspillage.

Egalité de prix

L'égalité des prix fonde les tarifs sur des critères de "justice" ; ce qui est le mieux réalisé lorsque le prix est basé sur les coûts imputés à chaque usager. Lorsque c'est possible, cependant, il faut établir des tarifs séparés. Autrement, la seule variation dans la fourniture de l'eau est dans les coûts de branchement, qui peuvent être couverts par des taxes de branchement séparées et spécifiques.

Il y a un conflit possible entre l'efficacité économique et l'égalité des prix si l'efficacité demande un tarif fixe séparé d'un tarif variable fonction de l'utilisation. Pour que le tarif fixe n'ait pas d'impact sur la demande, il doit être basé sur des critères objectifs autres que les ventes. Quels que soient ces critères, par définition, ils ne sont pas exactement alignés avec les coûts. Donc, même s'il n'y a pas d'inégalités entre les classes de consommateurs, il y aura toujours des inégalités de prix à l'intérieur de

chaque classe de consommateurs, étant donné que chaque consommateur aura une utilisation différente mais paiera le même tarif fixe.

On peut minimiser cette inégalité de prix en utilisant plusieurs ou un grand nombre de classes de consommateurs, chacune conçue pour des consommateurs ayant à peu près la même consommation ; cependant elle ne sera jamais nulle.

Principe du Pollueur Payeur

Le principe du pollueur payeur (PPP) est le pendant de l'égalité des prix. Comme l'écrit l'OCDE en 1972, "le pollueur doit supporter les dépenses de mise en œuvre des mesures de prévention et de contrôle de la pollution décidées par les autorités publiques pour s'assurer que l'environnement est dans un état acceptable." C'est une simple reformulation du principe d'égalité des prix, i.e., les gens doivent payer les coûts de la Station d'Épuration (STEP).

La formule de Mogden, utilisée par Thames Water au Royaume Uni, définit un tarif comme la somme d'un coût uniforme et de coûts de traitement variant selon le niveau de DCO et SS comparé aux caractéristiques des effluents domestiques :

$$\text{Tarif} = V + B \times Or + S \times Sr \quad (\text{E. 102})$$

Où :

$V = \text{€/m}^3$ prix de la collecte ;

$B = \text{€/m}^3$ prix du traitement ;

$S = \text{€/m}^3$ prix du traitement et de l'élimination des boues ;

$Or =$ Ratio de la DCO d'une industrie à la DCO moyenne domestique

$Sr =$ Ratio des SS d'une industrie aux SS moyens domestiques

Cette formule peut à la fois augmenter et réduire le tarif par m^3 . Elle pénalise les pollueurs qui n'ont pas encore installé de traitement chez eux, mais récompense ceux qui prétraient ou ont des eaux usées peu chargées.

Efficacité administrative et bonne gouvernance

Les tarifs peuvent promouvoir la bonne gouvernance de plusieurs manières. Les clients doivent clairement comprendre les montants découlant des tarifs de manière à ce qu'ils comprennent comment modifier leur utilisation du service. Le tarif doit être aussi facilement calculable par l'opérateur, en tant que montant total à récupérer et montant à demander à chaque client. Les employés de l'opérateur ne doivent pas pouvoir toucher aux tarifs, car ils pourraient utiliser le tarif pour collecter des pots de vin ; de même pour les politiques qui pourraient l'utiliser pour collecter des votes. Cela veut dire en gros que toutes les classes, catégories, et/ou tous les blocs utilisés pour faire varier les tarifs doivent être prédictibles et pas sujets à manipulation. Le tarif ne devrait pas perturber des décisions privées qui seraient autrement rationnelles, surtout des décisions d'investissement et autres décisions qui ont des implications à long terme. Les décisions que prennent les clients sur la base des tarifs actuels ne devraient pas changer lorsque le tarif est changé ; ce qui demande des changements plutôt petits que grands lorsque le nouveau tarif est mis

en œuvre. Lorsque c'est possible, le tarif doit être établi en consultation avec le public.

Capacité à payer pour le service des eaux usées

En l'absence de recommandations sur l'accessibilité économique, le niveau global d'accessibilité économique recommandé pour les tarifs d'eau et d'eau usée est de 5 % du salaire familial moyen mensuel permettant ainsi à une famille ayant un bas salaire de satisfaire ces besoins de base et une famille ayant un salaire moyen de satisfaire ces besoins moyens. En général, la plupart des sondages socio-économiques évalue l'accessibilité économique ou la capacité de familles 'moyennes' et 'pauvres' à payer l'eau pour satisfaire leur demande minimum et leur demande de survie en termes de litre par personne et par jour (lppj) en utilisant les critères suivants :

- Les consommateurs moyens (120-180 lppj) peuvent payer de 3 à 5 % de leurs salaires familiaux pour de l'eau courante de bonne qualité et des services de gestion des eaux usées dans les zones urbaines.
- Les familles urbaines pauvres (40-90 lppj) peuvent payer de 4 à 5 % de leurs salaires familiaux pour les tarifs d'eau et eau usée.

Pour les consommateurs non-domestiques, surtout les industriels, les tarifs d'eau usée devraient être moins que les coûts de traitement in situ pour atteindre les normes de rejet équivalentes.

Au Vietnam, le décret 67/2003/NĐ-CP du 13 juin 2003 définit le tarif des eaux usées domestiques comme étant égal à 10 % du tarif de fourniture en eau potable. Bien que ce pourcentage soit trop petit pour couvrir le coût réel de gestion des eaux usées, c'est une très bonne première étape réglementaire pour introduire le principe du pollueur payeur auprès d'une population qui a une capacité de paiement limitée. Ce pourcentage peu élevé sera probablement révisé à la hausse pour atteindre une valeur plus élevée compatible avec le coût réel de la gestion des infrastructures d'eau usée dans le pays.

10.3.5 Analyse de sensibilité et de risque

Les facteurs critiques du succès d'une STEP extensive sont :

- Tout incident inattendu lors de la construction des stations, qui pourrait changer considérablement le coût de l'investissement en cours ;
- Les projections de la dynamique de la demande ;
- Le taux de changement des tarifs ou taxes, qui dépend largement des décisions prises par les régulateurs ;
- Le manque de capacité pour répondre aux chocs de l'investissement (qui demande souvent un excès de capacité dans les premières périodes de fonctionnement) ; et
- L'efficacité de la gestion.

A ce propos, l'analyse de sensibilité et de risque doit considérer au moins :

- Le coût de l'investissement ;
- Le taux de croissance démographique (à des fins civiles) et les projections de tout flux migratoire ;
- Le taux de développement des cultures et les dynamiques nationale et/ou internationale des prix de vente des produits agricoles (à des fins d'irrigation si c'est le cas) ;
- Les variations de tarifs ou taxes sur une période de temps donnée ;
- Les dynamiques de la demande et des prix de l'eau qui peut être recyclée en cas de réutilisation (lorsque c'est le cas) ; et
- Les coûts de fonctionnement (maintenance, gestion, etc.) et leur dynamique au cours du temps, même en faisant référence à l'adéquation évaluée des systèmes de gestion.

L'analyse de risque d'un projet étudie la probabilité qu'un projet atteigne une performance satisfaisante (en termes de TIR ou de VAN), ainsi que la variabilité du résultat comparé à la meilleure estimation faite précédemment. La procédure recommandée pour étudier les risques comprend deux étapes :

1. Une analyse de la sensibilité, i.e., l'impact que des changements hypothétiques des valeurs des variables qui déterminent les coûts et bénéfiques ont sur les indices financiers et économiques calculés (le plus souvent en termes de TIR ou VAN) ; et
2. Une étude des distributions de probabilités de certaines variables et un calcul de la valeur attendue des indicateurs de performance du projet.

L'analyse de sensibilité sélectionne les variables et paramètres "critiques" du modèle, i.e., ceux dont les variations, positives ou négatives, comparées à la valeur utilisée comme la meilleure estimation du cas de base, ont l'impact le plus important sur le TIR ou la VAN; ces variables et paramètres critiques provoquent les changements les plus significatifs de ces valeurs. Le choix des variables critiques dépend spécifiquement du projet. En général, on recommande de considérer les paramètres pour lesquels une variation (positive ou négative) de 1 % entraîne une variation correspondante de 1 % (un point de pourcentage) du TIR ou de 5 % de la valeur de base de la VAN.

Les étapes à suivre pour mener une analyse de sensibilité sont les suivantes :

1. Identifier toutes les variables utilisées pour calculer les résultats et hypothèses des analyses financières et économiques, en les regroupant dans des catégories homogènes.
2. Identifier les variables potentiellement dépendantes, ce qui pourrait se traduire par des distorsions dans les résultats et un compte double. Les variables considérées doivent être autant que possible indépendantes.
3. Effectuer une analyse qualitative de l'impact des variables pour sélectionner celles qui ont peu d'élasticité ou une élasticité marginale.

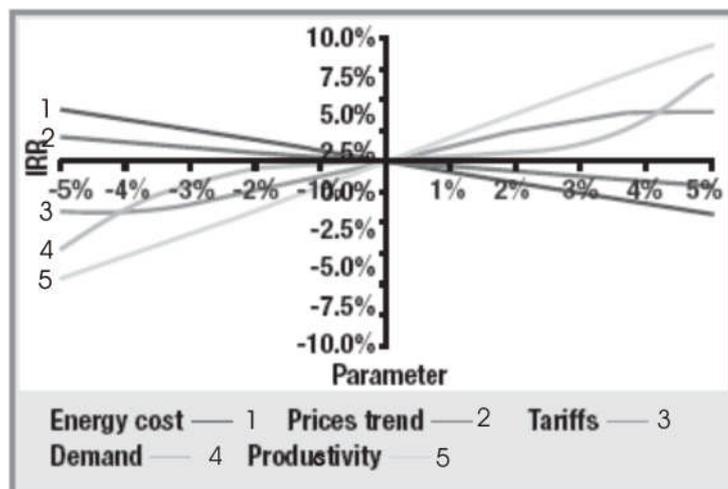
L'analyse quantitative qui s'ensuit peut se limiter à vérifier les variables les plus significatives en cas de doute.

4. Choisir les variables significatives et évaluer leur élasticité en calculant le TIR et la VAN. A chaque fois, il faut choisir une nouvelle valeur (plus ou moins élevée) pour chaque variable et recalculer le TIR et la VAN, tout en notant les différences (absolue et en pourcentage) avec le cas de base.

La Figure 10-8 : 10-8 montre un exemple de présentation des résultats d'une analyse de sensibilité.

Le rôle de l'analyse de sensibilité est d'identifier les variables critiques, pour lesquelles il peut être important d'obtenir plus d'information. L'analyse de risque produit les valeurs attendues des indicateurs de performance financière et économique (e.g. TIR ou VAN). Un projet risqué a une grande probabilité de ne pas dépasser un certain seuil de TIR ; ce n'est pas un projet pour lequel la distribution de probabilité du TIR a une grande erreur standard.

FIGURE 10-8 : EXEMPLE DE RESULTATS D'ANALYSE DE SENSIBILITE



10.4 Références

BALKEMA, A., WEIJERS, S., and LAMBERT, F., 1998. *On Methodologies for Comparison of Wastewater Treatment Systems with Respect to Sustainability*. WIMEK Conference, Options for Closed Water Systems. March 11-13, 1998, Wageningen, Netherlands.

DANISH MINISTRY OF THE ENVIRONMENT: DANCEE ref. no. 124/000-0184; The FEASIBLE Model, Version 2; User Manual and Documentation, May 2003

ECOBILAN. Undated. *Life-Cycle Assessment History*. October 6, 2004. http://www.ecobilan.com/uk_lca02.php

EUROPEAN COMMISSION, 1998. *Guide to costs benefits analysis of investment projects* (Structural Fund-ERDF, Cohesion Fund and ISPA) – Evaluation Unit DG Regional Policy.

EUROPEAN COMMISSION, 2001. *Guidance on EIA; EIS Review*.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (EEA), 2005. *Effectiveness of urban wastewater treatment policies in selected countries: an EEA pilot study*.

KÄRRMAN, E., 2000. *Environmental System Analysis of Wastewater Management*. Doctoral Dissertation, Department of Water Environment Transport, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.

M/J INDUSTRIAL SOLUTIONS, 2003. *Municipal Wastewater Treatment Plant; Energy Baseline Study*.

MINISTRY OF THE ENVIRONMENT DANCEE, May 2003. *The FEASIBLE Model, Version 2 - User Manual and Documentation*.

MINNESOTA ENVIRONMENTAL POLLUTION AGENCY, July 2002. *NPDES/SDS Permits; Permitting Process for Surface-water Dischargers*.

PURDUE UNIVERSITY, FORESTRY AND NATURAL RESOURCES, 2003. *Are Constructed Wetlands a Viable Option for Your Waste Management System?*

RIDDERSTOLPE, P., 1999. *Wastewater Treatment in a Small Village: Options for Upgrading*. Water Revival Systems Ekoteknik AB. Uppsala, Sweden.

TILLMAN, A-M., SVINGBY, M., and LUNDSTROM, H., 1998. *Life-Cycle Assessment of Municipal Wastewater Systems*. International Journal of Life-Cycle Assessment. 3(3), 145-157.

UNEP, 2002. *Waste Stabilization Ponds and Constructed Wetlands; Design Manual*.

USEPA, 1993. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wildlife Habitat; 17 Case Studies*. September 1993.

USEPA, 1999. *Guiding Principles for Constructed Treatment Wetlands: Providing Water Quality and Wildlife Habitat – Workgroup’s Final Draft 6/8/99.*

USEPA, 1999. *Manual - Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters.* September 1999.

USEPA, 2000. *Wastewater Technology Fact Sheet; Wetlands: Subsurface Flow.* September 2000.

USEPA, 2000. *Wastewater Technology Fact Sheet; Free Water Surface Wetlands.* September 2000.

USEPA, 2002. *Wastewater Technology Fact Sheet; Anaerobic Lagoons.* September 2002.

USEPA, 2002. *Wastewater Technology Fact Sheet; Facultative Lagoons.* September 2002.

USEPA, 2002. *Wastewater Technology Fact Sheet; Slow Rate Land Treatment.* September 2002.

USEPA, 2003. *Wastewater Technology Fact Sheet; Rapid Infiltration Land Treatment.* June 2003.

11. ETUDE D'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT

Ce chapitre introduit le concept d'Etude d'Impact sur l'Environnement (EIE) et explique comment mener une telle étude. Le chapitre est divisé en quatre parties :

1. Introduction ;
2. Cadre légal et institutionnel ;
3. Procédure ; et
4. Etude de cas.

11.1 Définition

Une EIE évalue les conséquences potentielles d'un plan ou d'un projet sur l'environnement (ressources en eau, qualité de l'air, habitat, faune et flore, santé, bruit, etc.) et développe des mesures de prévention ou d'atténuation afin de limiter ou d'empêcher les impacts négatifs du projet. Elle passe en revue les alternatives au projet. Elle doit intégrer les aspects environnementaux globaux et transfrontaliers et prendre en compte les variations du projet et les conditions, la législation, les réglementations, les méthodologies et marches à suivre du pays. Le processus d'atténuation et de gestion des impacts préjudiciables à l'environnement doit être intégré à la mise en œuvre du projet.

11.2 Cadre légal et institutionnel

La réalisation d'une EIE pour un projet donné est une obligation imposée par les lois et réglementations nationales ou par le maître d'ouvrage. Ce paragraphe présente une sélection des cadres légaux ou réglementaires incluant :

1. La législation européenne ;
2. La législation belge ;
3. La législation danoise ;
4. La législation chinoise ;
5. La législation vietnamienne ;
6. La réglementation de la Banque Mondiale ; et
7. La réglementation de la Banque de Développement Asiatique.

11.2.1 Législation européenne

Les directives européennes sont les textes légaux de base de l'Union Européenne. Chaque Etat membre doit transposer ces textes dans sa propre législation. Les Etats membres peuvent ajouter leurs propres critères mais doivent au moins transposer ceux des directives. Par exemple, les normes doivent être au moins aussi strictes que celles de la directive concernée.

En 1985, la Commission Européenne publia la directive **85/337/CEE** sur l'évaluation des impacts de certains projets publics et privés sur l'environnement. Cette directive fut amendée par les directives 97/11/CE et 2003/35/CE.

La directive EIE se rapporte à l'évaluation des impacts environnementaux des projets publics et privés, pouvant avoir un impact significatif sur l'environnement, de par leur nature, taille ou localisation. Ces projets concernent l'exécution de travaux de construction ou d'autres interventions pouvant avoir des impacts sur le paysage comme des travaux d'extraction minière. Le Tableau 11-1 : présente les activités généralement sujettes à une EIE.

TABLEAU 11-1 : TYPE DE PROJETS SUJETS A UNE EIE

Type de projets pour lesquels une EIE est obligatoire	Type de projets évalués au cas par cas ou selon des critères de sélection spécifiques:
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Raffineries ; gazéification ; liquéfaction ; ▪ Centrales thermiques ou nucléaires ; ▪ Extraction minière ; extraction d'eau souterraine ; ▪ Productions chimiques ; production d'énergie électrique ; ▪ Construction de chemins de fer, aéroports, routes, autoroutes ; ▪ Incinération ou traitement chimique de déchets ; ▪ Travaux de transfert d'eau ; ▪ Traitement d'eau usée ; ▪ Extraction et stockage de pétrole ; ▪ Transport de gaz, huiles ou produits chimiques (larges tuyauteries) ; ▪ Agriculture (élevage intensif de volailles ou de porcs) ; ▪ Production de papier ; ▪ etc. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Agriculture (remembrement, gestion des eaux, installations de production animale intensive, etc.) ; ▪ Foresterie (afforestation et déforestation, etc.) et aquaculture (pisciculture intensive), industrie d'extraction ; ▪ Industrie énergétique ; ▪ Production et transformation de métaux ; ▪ Industrie minière ; ▪ Industrie chimique ; ▪ Industrie agroalimentaire ; ▪ Industries de production ou transformation de textiles, cuirs, bois et papier ; ▪ Projets d'infrastructures ; ▪ Autres projets (installations de stockage ou traitement des déchets ou de traitement d'eaux usées, (non concernés dans l'annexe I), etc. ; et ▪ Tourisme et loisirs.

L'EIE identifie, décrit et évalue de façon appropriée, et ce pour chaque cas, les effets directs et indirects d'un projet sur l'être humain, la faune, la flore, le sol, l'eau, l'air, le climat et le paysage, sur les avantages matériels et l'héritage culturel, et enfin, sur l'interaction des éléments cités ci-dessus.

L'auteur de l'étude doit fournir au moins les éléments suivants :

- Une description du projet (information sur le site, la conception et la taille du projet) ;
- Une description des mesures prévues pour éviter, réduire et si possible remédier aux effets significativement négatifs ;
- Les données nécessaires pour identifier et évaluer les effets principaux que le projet pourrait avoir sur l'environnement ;
- Une présentation des principales alternatives étudiées par l'auteur du projet ainsi que les raisons principales de son choix prenant en compte les effets environnementaux ; et
- Une synthèse non-technique de l'information mentionnée dans les quatre premiers points cités.

Toute demande d'approbation de développement et toute information doit être accessible au public dans un délai de temps raisonnable offrant au public l'opportunité d'exprimer son opinion sur le projet. Les Etats membres doivent déterminer les détails concernant un tel accès à l'information et une telle consultation du public (public concerné, endroits où l'information peut être consultée, façon dont le public peut être informé, manière par laquelle le public doit être consulté, délais). Le public doit être informé de toute décision positive ou négative prise par les autorités compétentes au sujet d'un projet.

Les Etats voisins pouvant être concernés par un projet doivent aussi être informés et avoir l'opportunité de donner leur opinion sur le projet.

11.2.2 Législation belge

En Belgique, les responsabilités environnementales reviennent aux régions : (1) Wallonie, (2) Flandre, et (3) Bruxelles-Capitale. Les trois régions ont transposé la directive européenne dans leur propre législation. Pour des activités ayant une incidence non négligeable sur l'environnement (industrielles, agriculture et autres activités de classe 1), un permis d'environnement est requis et doit être obtenu des autorités compétentes. Cette procédure comprend une EIE. La liste des activités qui font l'objet d'une EIE se trouve dans les arrêtés du gouvernement wallon du 4 juillet 2002 (MB 21/09/02), modifiées le 22 janvier 2004 (MB 25/03/04).

Wallonie

La Région wallonne transposa la directive 85/337/CEE par le décret du 27 Mai 2004 relatif au Livre 1^{er} du Code de l'Environnement (articles D62 to D77) et l'arrêté du Gouvernement wallon du 17 mars 2005 relatif au Livre 1er du Code de l'Environnement (articles R52 et R86 et l'annexe VII). Le décret requiert plus spécifiquement que l'instigateur (ou maître d'ouvrage) du projet emploie un consultant agréé par le gouvernement pour réaliser l'EIE. Le décret requiert aussi deux enquêtes publiques, une avant l'EIE et une avant que le permis d'environnement soit délivré.

L'arrêté du Gouvernement wallon du 17 mars 2005 établit la liste des projets sujets à une EIE ainsi que le contenu de l'étude et sa forme. Les documents décrivent aussi les critères et la procédure d'accréditation du consultant, les conditions d'information et d'enquêtes publiques, et comment informer les régions et pays voisins. Les autorités compétentes doivent informer les pays et régions voisins (en raison de la division particulière du pays) qui pourraient être concernés par un projet.

Bruxelles-Capitale

La Région de Bruxelles-Capitale transposa la directive dans son ordonnance du 24 juin 2004 (Articles 21 à 29 essentiellement), et dans le Code bruxellois de l'aménagement du territoire, le COBAT du 9 avril 2004 publié le 26 mai 2004 (essentiellement sous les sections 1 et 2 de la section 2 du chapitre III du 4^{ème} titre).

Les exigences et procédures sont similaires à celles de la Région wallonne. La différence essentielle est la constitution d'un comité d'experts par les différentes administrations régionales et locales concernées ("*Comité d'Accompagnement de l'EIE*"). Le comité suit l'étude durant toute la procédure. Après la première enquête publique, le Comité donne son opinion sur la première évaluation et les choix du consultant et décide quand le consultant doit réaliser l'évaluation. Une fois que l'EIE est disponible, le Comité décide si le rapport est complet et définit le public qui doit être consulté pour la deuxième enquête, qui a lieu avant que l'administration ne délivre le permis.

Flandre

En Flandre, la législation sur les EIE se trouve dans le décret du 5 avril 1995 sur la politique environnementale, plus spécifiquement sous le titre IV « Evaluation des impacts sur l'environnement et la sécurité ». Pour le compte-rendu de l'évaluation des impacts environnementaux des projets, il faut consulter la section III. Comme en Wallonie, une EIE doit être réalisée pour toute demande de permis d'environnement.

Sur base des critères de l'appendice II de ce décret, le Gouvernement flamand désigne les catégories de projets sujets à une EIE. Les pays voisins et/ou les régions voisines ainsi que le public concerné doivent être tenus informés et avoir bien entendu le droit de donner leur opinion en temps voulu. Le projet d'une EIE est rédigé sous la responsabilité et aux frais de l'instigateur du projet et donc du demandeur de permis. Pour cela, l'instigateur doit employer les services d'une équipe d'experts EIE accrédités (agrés) sous la supervision d'un coordinateur EIE accrédité. Le décret définit le contenu minimum d'une EIE et la procédure à suivre pour la réaliser.

11.2.3 Législation danoise

L'EIE a vu son rôle s'accroître dans le système de planification danois et dans les réglementations environnementales. L'obligation de réaliser une EIE est dans l'Acte de Planification (Lov om Planlægning No. 551, 28 June 1999 part 3) et dans l'Ordre Composé No 428 du 2 juin 1999 concernant les règles complémentaires adoptées en conformité avec l'Acte de Planification.

Lors de la première étape de la procédure, l'instigateur du projet soumet ses plans aux autorités (comté), qui décident si une EIE est requise. Les annexes 2 et 3 de l'Acte de Planification sont largement identiques aux annexes II et III de la directive. L'annexe 1 liste tous les projets sujets à une EIE ; l'annexe 2 liste tous les projets pour lesquels une EIE est requise s'ils sont soupçonnés d'avoir une incidence significative sur l'environnement. Ils sont considérés au cas par cas. Le public doit être consulté et ses remarques et commentaires doivent être considérés dans la préparation du projet.

Les exigences sur le contenu de l'étude sont principalement les mêmes qu'avant l'amendement de la directive en 1997. Des exigences concernant la considération d'alternatives furent amendées, cependant certains petits ajustements furent faits.

En complément des alternatives que l'instigateur du projet veut étudier, les alternatives proposées par le public doivent aujourd'hui aussi être considérées.

Quand la procédure d'EIE est terminée, et que les comtés ont définitivement adopté les méthodologies de planification régionale nécessaires pour le projet, un permis EIE ou l'un des permis ou licences mentionnés dans l'Ordre doit être délivré. Le permis peut imposer des conditions sur base d'une évaluation spécifique à chaque cas. Les comtés gèrent dès lors l'application des prescriptions du permis. L'acceptation de l'EIE doit être publiée.

Une particularité de la transposition danoise de la directive est que, si un projet est déjà couvert par d'autres permis/licences/exemptions, ces derniers prennent la place du "permis EIE".

11.2.4 Législation chinoise

Au niveau national, depuis 2002, la procédure d'EIE chinoise est sous la loi relative aux Etudes d'Impact sur l'Environnement (2002-10-08). Plusieurs autres lois et réglementations, sur la gestion de la protection environnementale de projets de constructions fournissent aussi une base légale aux EIE. Les réglementations techniques pour les EIE consistent en des normes de qualité environnementale, de santé, de sécurité publique, de contrôle des substances toxiques et radioactives, et d'émission de polluants.

Les EIE pour de gros projets sont normalement réalisées en collaboration avec l'agence de protection environnementale de l'Etat (State Environmental Protection Agency (SEPA)), qui joue le rôle de leader. Des projets plus petits ou locaux avec des investissements de moins de 30 millions de RMB sont généralement revus et approuvés par des agences environnementales locales (Environmental Protection Bureau's, EPBs).

L'instigateur du projet charge un spécialiste ou une institution EIE possédant un certificat pour EIE acquis par le SEPA ou une autorité provinciale similaire de préparer les termes de référence pour que le rapport de l'EIE soit accepté par l'agence environnementale (EPB, SEPA). L'agence environnementale décide du format approprié du rapport de l'EIE. L'EPB passe en revue le projet pour décider à quelle catégorie ce dernier appartient :

1. Projet ayant une incidence significative et requérant une EIE complète ;
2. Projet ayant une incidence limitée et une réduction de cette incidence aisée, requérant une EIE simplifiée ; et
3. Projet avec peu ou pas d'incidence requérant uniquement un tableau EIE.

L'instigateur du projet doit finaliser un contrat avec le spécialiste ou l'institution qui va donc préparer l'EIE et les rapports. Le rapport de l'EIE doit être préparé sur base des normes locales de qualité environnementale et d'émission de polluants. Une fois le rapport terminé, le rapport est révisé par les autorités industrielles et commerciales ayant juridiction sur le projet et ensuite par les agences environnementales (EPBs, SEPA). Si le projet a une incidence environnementale significative ou implique des considérations environnementales compliquées, le

spécialiste/ l'institution EIE peut avoir à défendre son étude devant un panel d'experts mis en place par l'agence environnementale. L'agence environnementale est l'autorité ultime acceptant ou rejetant le rapport d'une EIE.

L'agence environnementale s'assure que la conception du projet, sa construction et sa finalisation concordent avec les prescriptions environnementales spécifiées dans le rapport de l'EIE :

1. Conception ; l'instigateur prépare et soumet à l'agence environnementale les plans environnementaux du projet spécifiant les mesures de protection environnementale dans le rapport de l'EIE et fournissant le budget d'investissement ;
2. Construction ; le contractant doit fournir des rapports réguliers sur des problèmes particuliers survenant lors de la construction ; e.g. difficulté à répondre aux exigences relatives aux émissions ; et
3. Finalisation ; l'instigateur du projet doit remettre une proposition de test à l'EPB et aux autres autorités municipales concernées.

11.2.5 Législation vietnamienne

En 1999, le gouvernement vietnamien a développé des méthodologies pour réaliser des EIE pour huit types de projets (développement de zones industrielles et zones urbaines, projets de mobilité, développement d'usines industrielles de potabilisation, de production de bière et d'alcool, stations thermoélectriques, usines industrielles de textiles et teintureries, cimenteries (production et exploitation), usines de traitement de pierres et argiles).

Plus tard, les notions de EIE, Evaluation Environnementale Stratégique (Strategic Environmental assessment (SEA)) et des normes environnementales ont été incluses dans des chapitres séparés dans la Loi de Protection Environnementale Vietnamienne de 2005.

Pour certains projets, la directive européenne EC 85/337 (1997) est la référence. Deux autres ouvrages sur la qualité des eaux et eaux usées, publiés par l'Organisation de la Santé Mondiale sont aussi considérés : « Analyse de l'eau usée pour son utilisation en agriculture » (1996) et « Evaluation de la qualité des eaux - un guide pour l'utilisation des bactéries, des sédiments et de l'eau dans le monitoring de l'environnement » (1992).

11.2.6 Exigences de la Banque Mondiale

Les procédures et la politique de la Banque Mondiale pour les évaluations environnementales sont reprises dans les documents «Operational Policy and Bank Procedures - **OP/BP 4.01** ». Il y a des informations complémentaires sur ces références dans le « **Environmental Assessment Sourcebook** » (Washington, D.C.: World Bank, 1991) et ses mises à jour.

OP 4.01 donne des définitions et exigences générales ; il mentionne que la Banque Mondiale requiert une évaluation environnementale pour les projets soumis au financement de la Banque, afin d'assurer qu'ils sont durables d'un point de vue environnemental et donc pour faciliter la prise de décision. La Banque trie chaque

projet pour déterminer l'étendue appropriée et le type d'EIE. La Banque classe le projet proposé dans une des quatre catégories, selon le type, la localisation, la sensibilité et l'échelle du projet ainsi que la nature et l'étendue de ses impacts environnementaux potentiels :

- A. projets susceptibles d'avoir des impacts significativement préjudiciables sur l'environnement ;
- B. projets susceptibles d'avoir des impacts environnementaux potentiellement préjudiciables sur les populations humaines ou des zones environnementales importantes du projet moins conséquentes que celles des projets de la Catégorie A ;
- C. projets semblant avoir des impacts environnementaux minimaux voire inexistant. Sur base du tri, aucune action d'EIE n'est requise pour ces projets de Catégorie C ; et
- D. Projets impliquant des financements des fonds de la Banque par un intermédiaire financier (IF – FI en anglais), dans des sous-projets pouvant avoir des incidences préjudiciables à l'environnement.

Pour des projets « normaux » de Catégorie A, l'instigateur charge des experts en études environnementales indépendants, non concernés par le projet, de réaliser l'étude. Pour des projets très risqués de Catégorie A ou des projets impliquant des considérations environnementales sérieuses et multidimensionnelles, l'instigateur du projet doit normalement engager un panel de conseillers indépendants spécialistes en environnement reconnus à l'échelle internationale, pour le conseiller sur tous les aspects du projet significatifs pour l'Etude Environnementale.

Au cours de la procédure de l'Etude Environnementale, l'instigateur doit consulter le public et les organisations non gouvernementales locales (NGOs) aussi tôt que possible. Pour des projets de Catégorie A, l'instigateur consulte ces groupes au moins deux fois : (1) peu après le tri environnemental et avant que les termes de référence de l'Etude Environnementale ne soient terminés ; et (2) une fois que l'ébauche du rapport de l'Etude Environnementale est préparée.

BP 4.01 reprend les responsabilités de chaque acteur et ses obligations respectives. La mission d'évaluation pour chaque projet et ses exigences sont reprises dans le BP4.01. L'Evaluation Environnementale (EE) d'une opération proposée au financement de la Banque est sous la responsabilité de l'instigateur/emprunteur. L'emprunteur est assisté et supporté par une « Equipe de Tâches » (ET ou Task Team (TT)) qui révise le projet, enregistre toutes les informations nécessaires, s'assure que tous les documents sont complets, synthétise les éléments clé devant être fournis (classification du projet, procédure employée pour réaliser le rapport, alternatives considérées, incidence attendue du projet et alternatives, etc.). Au cours de la mise en œuvre, l'ET supervise les aspects environnementaux. Enfin, le BP requiert un rapport de finalisation de la mise en œuvre qui évalue les incidences sur l'environnement et mentionne si elles ont été anticipées dans le rapport de l'EE; et l'efficacité des mesures de réduction des incidences qui ont été prises.

Le « **Sourcebook** » cité ci-dessus est un manuel de référence avec les informations nécessaires pour appliquer la procédure d'évaluation environnementale selon les exigences des OP et BP 4.01. Toute personne responsable d'un projet supporté par

la Banque et ayant des incidences sur l'environnement potentiellement significatives doit consulter ce manuel.

Le Sourcebook synthétise les exigences de la Banque pour une EE et met en évidence la procédure de revue environnementale de la Banque, du tri au moment de l'identification du projet à l'évaluation de post-finalisation du projet. Les derniers chapitres fournissent les méthodologies sectorielles pour une EE ; chaque type de projet est brièvement décrit, les incidences potentielles sont résumées et les considérations particulières sont mises en évidence. Les alternatives possibles au projet sont mises en évidence, et les références concernant la gestion, les besoins de formation et les exigences de monitoring sont aussi présentées. Chaque revue conclut avec une table synthétisant les impacts potentiels et mesures d'atténuation pouvant être employés. Des exemples de termes de référence de différents types de projets sont présentés dans une section dans chaque chapitre.

11.2.7 Exigences de la Banque de Développement Asiatique (BDA)

Les éléments essentiels de la politique environnementale de la BDA et les procédures opérationnelles pour incorporer des considérations environnementales dans les processus bancaires de la BDA sont décrits dans un manuel organisationnel, le OM F1. La première partie du document concerne la politique de la Banque (BP) et la seconde partie les procédures opérationnelles (OP).

Comme pour la Banque Mondiale, l'emprunteur est responsable de son Evaluation Environnementale (EE). La classification des projets est similaire à celle de la Banque Mondiale et dépend de l'importance des incidences du projet sur l'environnement, plus exactement de son élément le plus sensible d'un point de vue environnemental, ce incluant les effets directs et indirects. En général, les exigences spécifient le niveau d'analyse requis pour l'évaluation, les exigences relatives aux rapports, la consultation du public, et la divulgation d'information. La BDA exige une EIE pour les projets de Catégorie A et un Examen Environnemental Initial (EEI) pour les projets de Catégorie B.

Comme attendu, la BDA requiert une consultation du public dans le processus de l'EE. La consultation doit être réalisée le plus tôt possible de façon à ce que l'avis des groupes affectés soit pris en considération dans la préparation du projet et ses mesures d'atténuation des incidences. Pour des projets de Catégorie A, la BDA requiert deux consultations du public.

Un guide de la BDA sur la méthodologie à adopter pour réaliser une évaluation environnementale (**Environmental Assessment Guidelines** handbook) explique comment répondre aux exigences prescrites par la politique environnementale de la BDA dans le OM F1. Des informations sur les politiques et procédures pour mener et réaliser les rapports d'EE sont aussi fournies pour chaque type de projet. Le document décrit aussi les meilleures pratiques de consultation du public concerné et l'accès à l'information.

Le contenu et le format des EIE et EEI sont repris dans les guides méthodologiques de la BDA (voir Tableau 11-2 :).

TABLEAU 11-2 : CONTENU DES RAPPORTS

EIE (Projets de Catégorie A)	EEl (Projets de Catégorie B)
A. Introduction	A. Introduction
B. Description du projet	B. Description du projet
C. Description de l'environnement	C. Description de l'environnement
D. Alternatives	
E. Impacts attendus sur l'environnement et mesures d'atténuation	D. Tri des impacts potentiels sur l'environnement et mesures d'atténuation
F. Evaluation économique	
G. Plan de gestion environnementale	E. Exigences institutionnelles et plan de gestion environnementale
H. Consultation du public et information	F. Consultation du public et information
	G. Résultats et recommandations
I. Conclusions	H. Conclusions

Etant donné qu'un projet de Catégorie B est supposé avoir moins d'effets négatifs sur l'environnement, l'EEl doit seulement décrire les mesures d'atténuation et ne doit pas présenter d'alternatives au projet ou même d'évaluation économique.

L'EIE doit par contre proposer des alternatives et considérer tous les effets négatifs que ces alternatives pourraient avoir sur l'environnement. Les mesures d'atténuation prévues doivent aussi être décrites. L'EIE doit aussi inclure une évaluation économique dans l'analyse économique globale du projet et doit inclure les coûts et bénéfices des incidences sur l'environnement; coûts, bénéfices, et la rentabilité des mesures d'atténuation ; ainsi qu'une discussion des impacts qui n'ont pas été exprimés en valeur monétaire, mais doivent si possible être exprimés quantitativement.

Les deux types d'études doivent inclure un Plan de gestion environnementale et un Plan de surveillance environnementale. Une EIE est bien entendu plus complexe qu'une EEl; une EEl doit aussi fournir ses résultats et recommandations.

11.3 Processus EIE

Les objectifs généraux de l'EIE sont de fournir :

- L'information de base sur les conditions environnementales, sociales et économiques dans la zone du projet ;
- L'information sur les impacts potentiels du projet, leurs caractéristiques, étendue, distribution, les groupes affectés et leur durée ;
- L'information sur les mesures d'atténuation potentielles pour minimiser les impacts, ainsi que le coût de ces mesures ;

- Une évaluation du meilleur projet alternatif apportant le plus de bénéfices, les moindres coûts et ce tant au plan financier que social et environnemental ; une localisation alternative pour le projet, une conception du projet ou une gestion de projet peuvent aussi être considérées; et
- Une information simplifiée présentant le plan de gestion environnementale.

L'EIE requiert une analyse poussée vu l'importance potentielle des impacts du projet sur l'environnement. Une EIE requiert :

- Une analyse compréhensive des impacts potentiels ;
- Une analyse du travail devant être fourni pour mettre en place des mesures d'atténuation ;
- Une évaluation économique poussée des impacts et une évaluation de la meilleure alternative ; et
- Une analyse poussée pour préparer un plan de gestion environnementale adéquate.

Les étapes généralement considérées et employées pour une étude environnementale sont :

- Tri ;
- Evaluation de l'étendue du projet ;
- Analyse des impacts et atténuation possible, et gestion des impacts ;
- Consultation ;
- Documentation et information ;
- Prise de décision ;
- Participation du public ;
- Monitoring (Plan de gestion environnementale) ; et
- Ressources.

La Figure 11-1 synthétise les étapes essentielles du processus d'une EIE.

11.3.1 Tri (Evaluation environnementale initiale)

Le tri est le processus permettant de déterminer si une EIE est requise pour un projet en particulier. Le tri doit être réalisé main dans la main avec le développement du concept du projet afin que les opportunités et risques puissent être intégrés de manière aisée et appropriée aux étapes suivantes du développement du projet.

Le bureau « environnement » pour la coopération au développement de la CE (Environmental Helpdesk for EC Development cooperation) propose une liste et un questionnaire pour faciliter le tri. Ces listes doivent idéalement être employées avec les listes nationales pour déterminer si une EIE est requise. Ces listes sont disponibles sur :

http://www.environment-integration.org/Download/D123/EIA_Screening.pdf.

La CE a développé des conseils pour le tri d'une EIE (EC, 2001). Une charte permet d'identifier rapidement si un projet est sujet à une EIE (voir Figure 11-2 :).

11.3.2 Evaluation de l'étendue du projet (EC, 1999)

Cette évaluation concerne principalement l'identification des points devant être couverts par l'EIE. Elle est généralement réalisée à l'aide d'une checklist. Cette checklist est conçue pour aider les utilisateurs à identifier les impacts potentiels du projet proposé sur l'environnement. Elle est employée en parallèle avec la checklist des critères pour évaluer l'importance des impacts. Deux étapes dans l'évaluation :

1. Identifier les incidences potentielles du projet ;
2. Sélectionner celles semblant être significatives et requérant dès lors plus d'attention lors de l'étude.

FIGURE 11-1 : ETAPES D'UNE EIE

- Tri : déterminer le besoin d'une évaluation environnementale ;
- Evaluation de l'étendue du projet : identifier les éléments devant être évalués et les alternatives et exclure l'information non pertinente;
- Evaluation des impacts ;
- Consultations : rechercher les inputs et conseils des autres agences gouvernementales, des experts indépendants, des groupes d'intérêt et du public pendant l'évaluation de l'étendue et après la clôture de l'évaluation ;
- Documentation et information : présente les résultats de l'évaluation environnementale;
- Participation du public : impliquer le public dans l'évaluation environnementale ;
- Prise de décision : prendre en compte les conclusions et recommandations de l'évaluation environnementale ;
- Monitoring : identifier les mesures de suivi de l'impact global du projet.

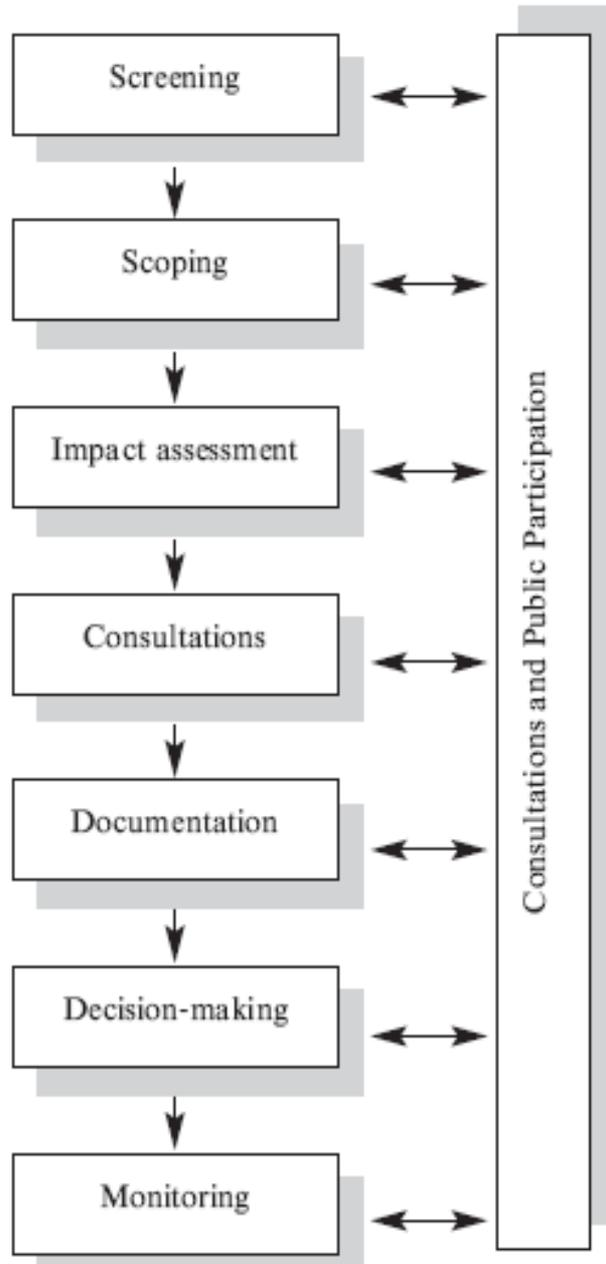
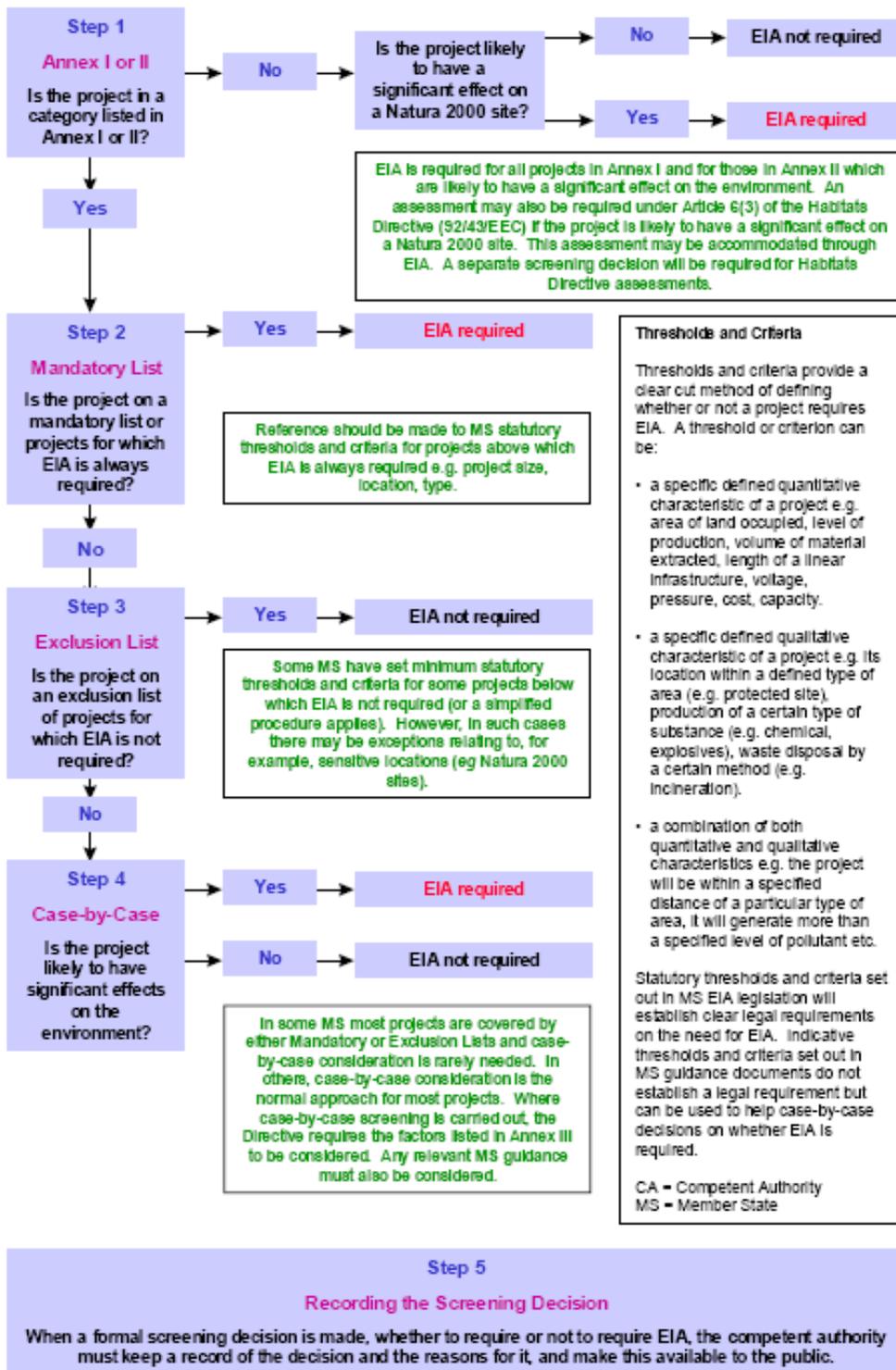


FIGURE 11-2 : ETAPES DU TRI (EC 2001)



Source: EC, EIA guidance of screening, 2001

Un moyen pratique pour identifier les impacts potentiels d'un projet est d'identifier toutes les activités ou sources d'impact qui pourraient découler de la construction,

de la mise en œuvre ou de la fin du projet, et de les considérer en même temps que les caractéristiques de l'environnement du projet qui pourraient être affectées, pour identifier dans quelle mesure il pourrait y avoir des interactions entre elles.

L'évaluation va aussi consister en des consultations, en l'identification des exigences pour des enquêtes et études de base, et en la détermination des méthodes appropriées pour l'évaluation. L'évaluation doit commencer assez tôt dans le processus EIE, à un stade où des alternatives peuvent encore être considérées et des mesures d'atténuation peuvent encore être incluses dans la conception du projet.

Les éléments clé de l'évaluation sont :

- Préparation des limites géographiques et de temps pour l'évaluation ;
- Cartographie des frontières du projet ;
- Collecte des données de base ;
- Evaluation des impacts ; et
- Considération des alternatives.

11.3.3 Analyse des impacts et atténuation, et gestion des impacts

Les étapes clé dans l'évaluation des impacts sont :

- Identifier où les effets indirects et cumulatifs, et les interactions peuvent avoir lieu;
- Identifier la relation de cause à effet – le chemin que les impacts vont suivre et qui montrera comment les activités du projet vont affecter l'environnement existant ;
- Déterminer la réponse de la ressource à un changement dans l'environnement, et évaluer l'étendue et l'importance des incidences ;
- Développer des mesures d'atténuation des incidences ; et
- Développer des projets de monitoring pour mesurer les effets indirects et cumulatifs, ainsi que les interactions entre les effets, et établir des mécanismes pour réduire les effets significatifs lorsqu'ils sont identifiés.

Evaluation de l'étendue et de l'importance des impacts

Une fois que les impacts potentiels ont été identifiés, l'étape suivante est de s'assurer de l'étendue de l'impact et de son importance. Etablir des critères d'importance pour des effets indirects et cumulatifs, ainsi que les interactions entre les effets, peut être plus complexe que pour les incidences directes vu que des considérations plus nombreuses et plus vastes peuvent intervenir.

D'autres facteurs à prendre en considération lors de l'évaluation de l'étendue de ces incidences sont :

- Quels changements pourraient survenir de toute façon dans l'environnement si le projet n'avait pas lieu ?
- Comment les actions passées ont-elles contribué aux conditions actuelles ?
- Lors de la détermination de l'importance d'un impact, ainsi que de son étendue, il faut aussi considérer :
 - La durée, e.g. l'impact sera-t-il permanent ou temporaire ;
 - L'étendue, e.g. le pourcentage d'habitat pouvant être perdu ;
 - La fréquence de l'impact ;

- La valeur et la résilience du récepteur affecté ; et
- Le succès supposé de l'atténuation.

Les seuils pour déterminer l'importance de l'incidence varient en fonction du paramètre environnemental et de son importance. Le critère employé dans l'évaluation doit être clairement défini.

Il y a différentes méthodes pour identifier et évaluer les effets indirects et cumulatifs et les interactions entre les effets, certaines d'entre elles seront plus appropriées que d'autres pour un projet donné et certaines seront nécessaires dans une même EIE. Ces méthodes, reprises dans EC 1999, sont synthétisées dans les paragraphes suivants.

Opinion(s) d'expert(s)

Une opinion d'expert est un outil pour évaluer les effets indirects et cumulatifs ainsi que les interactions entre effets. Des échanges de points de vue et une liaison effective entre les membres d'une équipe de projet sont de première importance, plus particulièrement pour les effets indirects, cumulatifs et interactions entre effets. Avec ce genre d'impacts, un certain nombre de disciplines sont souvent requises pour analyser le réseau d'interactions qui surviennent. Utiliser une opinion d'expert seule peut être suffisant pour identifier et évaluer les effets indirects et cumulatifs et les interactions entre effets pour des projets simples.

Consultation et questionnaires

La mise en œuvre de consultations et l'utilisation de questionnaires sont des techniques de regroupement d'information qui peuvent aider à définir l'étendue de l'évaluation et à identifier « où » et « comment » les effets indirects et cumulatifs et les interactions entre les effets pourront survenir. Elles sont souvent utilisées au moment de l'évaluation de l'étendue.

Les personnes consultées peuvent être :

- Des autorités statutaires ou non ;
- Des experts sur des sujets particuliers associés au projet et ses incidences potentielles ; et
- La communauté ou les activités d'affaires locales pouvant être affectées par le projet.

L'utilisation de questionnaires est une autre méthode pour obtenir de l'information, particulièrement du monde des affaires, des groupes d'intérêt locaux et des résidents potentiellement touchés par un projet donné. Ces questionnaires peuvent être à la base d'un entretien ou être renvoyés par courrier.

Analyse de réseau

Une analyse en réseau ou en diagramme identifie la voie empruntée par un impact en utilisant une série de chaînes (réseaux) ou d'enchaînements (diagramme) entre une action proposée et le récepteur. Analyser la réponse d'un récepteur à une action particulière et identifier où il y a répercussion sur d'autres récepteurs ou éléments de l'environnement permet de considérer les incidences indirectes et les interactions entre les actions d'un projet et les impacts eux-mêmes. Les effets cumulatifs peuvent aussi être identifiés en réseau et diagrammes où différentes

actions ou développements peuvent affecter le même élément environnemental ou récepteur.

Checklists

Les checklists sont souvent employées pour identifier les incidences directes. On peut aussi les utiliser pour identifier des incidences cumulatives particulières. Cependant, l'utilisation réussie de cet outil repose sur l'expérience du responsable de l'identification des activités et des ressources sensibles clés. Les checklists sont souvent employées pour identifier les incidences au moment de l'évaluation de l'étendue du projet, fournissant ainsi une approche structurée à suivre par le praticien. Cependant, utiliser une checklist ne veut pas dire que les autres activités, comme les consultations, ne sont pas requises pendant l'évaluation. La forme de la checklist peut varier en fonction du type et du degré de détail d'information requis.

Analyse spatiale

La superposition de cartes transparentes et l'utilisation de systèmes de référence géographique (SIG) peuvent identifier la distribution spatiale des impacts et permettre d'identifier le lieu où les effets cumulatifs et les interactions entre impacts peuvent survenir. Ces deux méthodes impliquent l'utilisation de cartes ou couches d'information superposées.

Matrices

Les matrices peuvent évaluer, jusqu'à un certain degré, les impacts des activités d'un projet sur les ressources, et peuvent aussi considérer les impacts indirects et cumulatifs, ainsi que les interactions entre impacts sur les ressources. Elles ne peuvent cependant pas être employées pour quantifier l'importance des impacts. Peser des matrices pour quantifier des facteurs tels que durée, fréquence et ampleur peut servir à numéroter ou classer les impacts, considérant que les critères utilisés sont clairement présentés.

Évaluation des capacités et analyse des seuils

Cette approche considère la capacité d'une ressource et sa résilience au changement environnemental. Cela peut être particulièrement utile lors de l'évaluation des effets cumulatifs d'un certain nombre d'actions ou de développements sur une ressource, s'il est possible d'assurer les seuils et facteurs limites. Les autorités de normalisation établissent les seuils d'émission, qui peuvent être utilisés pour évaluer l'étendue et l'importance d'un impact.

Modélisation

La modélisation permet de quantifier des relations de cause à effet en simulant des conditions environnementales. La forme la plus commune de modélisation est informatique et prédit les impacts physiques et chimiques d'une action particulière sur l'environnement.

Atténuation

L'atténuation et sa relation avec les impacts indirects et cumulatifs et les interactions entre impacts peuvent être considérées de deux façons :

- Atténuation de ces différents types d'impacts ; et

- Impacts indirects et cumulatifs, et interactions entre impacts causés par des mesures d'atténuations (transferts d'impacts).

Lorsque l'on considère les mesures d'atténuation à appliquer aux impacts cumulatifs pour un certain nombre de projets, il peut être nécessaire de mettre en place une collaboration entre les développeurs. L'atténuation d'impacts indirects ou cumulatifs, et d'interactions entre impacts peut être très différente d'une atténuation d'impacts directs. L'atténuation doit être considérée projet par projet.

Problèmes et incertitudes

On rencontre souvent des incertitudes et des problèmes lors de l'évaluation d'impacts indirects et cumulatifs, et des interactions entre impacts ; cela peut être dû à de nombreux facteurs:

Frontières

Lors de l'identification des frontières géographiques adaptées à l'évaluation, il y a toujours la question de savoir où se trouve la limite des zones à inclure dans la zone étudiée. Les frontières sont un outil utile pour rationaliser la portée de l'évaluation mais elles doivent être flexibles.

Conditions de base

Lorsque l'on établit les conditions de base pour l'évaluation, les données appropriées peuvent ne pas exister ou ne pas être disponibles, être incomplètes ou à une échelle inappropriée. Obtenir des informations sur des activités du passé, présent et futur peut être difficile. Obtenir une information de base où il y a des impacts transfrontaliers, locaux, nationaux, régionaux, peut également être problématique.

Comprendre les interactions et les voies

Là où il y a des interactions et voies, il est important de comprendre le système de réponse. Cette compréhension permet à l'évaluation de refléter aussi exactement que possible les impacts d'une action donnée. Les interactions complexes vont donner lieu à des réponses non-linéaires, qui ne sont pas facilement comprises et qui sont donc difficiles à évaluer.

Suppositions

Toute supposition utilisée dans l'évaluation doit être bien documentée de façon à ce que le preneur de décision soit parfaitement au courant de la base sur laquelle l'évaluation a été réalisée.

Compte rendu

Les résultats de l'évaluation des impacts indirects et cumulatifs et des interactions entre impacts, doivent figurer dans le Rapport Environnemental. Il y a deux types d'approche pour rendre compte de ces impacts :

- Intégrer l'évaluation dans chaque section; ou
- Produire un chapitre séparé.

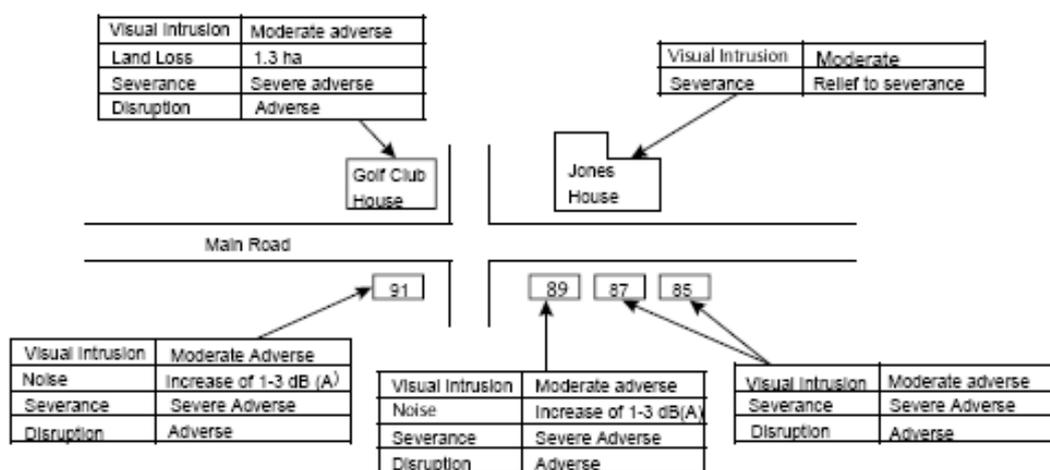
Utilisation de tableaux

En complément de ce qui est écrit ci-dessus, on peut aussi faire une synthèse, mettant en évidence les incidences globales, qui devraient être considérées cumulativement pour chaque récepteur. Présenter l'information dans un tableau se concentrant sur les récepteurs montre clairement où les récepteurs vont subir plus qu'un seul type d'impact. Il est utile de transmettre les impacts globaux aux preneurs de décision et au public.

Utilisation de diagrammes schématiques

Des diagrammes schématiques peuvent aussi présenter les impacts attendus du projet (voir Figure 11-3 :).

FIGURE 11-3 : DIAGRAMME SCHEMATIQUE



Autres méthodes

Les autres méthodes pour rendre compte des impacts indirects et cumulatifs, ainsi que des interactions entre impacts sont les matrices (utilisant des informations qualitatives et quantitatives ou des indices), les figures et les cartes.

11.3.4 Consultation

La consultation recherche les inputs et conseils des agences gouvernementales, des experts indépendants, des groupes d'intérêt, et du public durant l'évaluation et après la finalisation de l'évaluation. Des informations et données sur les impacts indirects et cumulatifs potentiels et les interactions entre impacts peuvent être obtenues. Le développeur doit demander de l'information sur la portée de l'évaluation et sur les futures activités prévues afin d'évaluer ces impacts correctement. Les autorités compétentes doivent dès lors informer le développeur sur les frontières de l'étude permettant d'évaluer les impacts indirects et cumulatifs et les interactions entre impacts.

11.3.5 Documentation et Information

Le développeur doit s'assurer que toutes les informations de l'évaluation environnementale sont fournies dans le rapport. Les autorités sont généralement là pour aider le développeur et l'instigateur à rédiger et finaliser le rapport.

11.3.6 Prise de décision

Une fois que le rapport est soumis, les autorités étudient les conclusions du rapport et les recommandations. Après cette étude, elles peuvent autoriser le projet et/ou imposer des conditions et exigences spécifiques, ou refuser le rapport. Le processus de décision varie d'un pays à un autre. Les étapes et délais peuvent être très différents. Il faut se référer aux législations nationales, régionales ou locales.

11.3.7 Participation du public

Comme mentionné dans le deuxième paragraphe de ce chapitre, la consultation du public est très importante dans une EIE. Le public doit en fait être impliqué dans une évaluation environnementale du départ jusqu'à la décision finale. Il doit avoir l'opportunité de donner son opinion sur le projet. Chaque personne concernée doit être consultée, des autorités publiques ou institutions jusqu'aux individus.

La participation du public dans une EIE est essentielle pour intégrer les objectifs environnementaux, économiques et sociaux, i.e. *se tourner vers un développement plus durable en agissant comme dispositif de renforcement et d'augmentation de la prise de conscience publique de l'équilibre sensible entre économie et environnement*. Cela protège aussi de mauvaises décisions ou de décisions politiquement motivées. La participation du public est nécessaire pour minimiser et éviter des controverses ou confrontations publiques, et donc des retards, et peut contribuer positivement à l'EIE.

La législation définit les opportunités formelles d'une participation du public dans une EIE. Alors que les droits de participation dans de nombreux pays sont limités aux opportunités de voir et commenter les rapports finaux, en principe le public doit être consulté au moins deux fois (peu après le tri et avant que les termes de référence ne soient finalisés pour l'évaluation environnementale ; et une fois que le rapport d'évaluation est finalisé) mais peut avoir lieu à tout moment au cours de l'EIE. Le Tableau 11-3 : synthétise les objectifs essentiels de l'implication du public à chaque étape de l'EIE, incluant une description détaillée de ces objectifs.

TABLEAU 11-3 : OBJECTIFS DE PARTICIPATION DU PUBLIC DANS UNE EIE

Étapes de l'EIE	Objectifs de participation du public
Tri	Identification d'incidences significatives
Évaluation de l'étendue	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Identification des intérêts du public et valeurs ▪ Identification des priorités de l'évaluation ▪ Encouragement du public à comprendre le projet proposé
Évaluation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Le public peut contribuer par sa connaissance du milieu à prédire, évaluer et atténuer les impacts. ▪ Amélioration de la qualité et acceptabilité du rapport de l'EIE.
Révision du rapport	Le public contribue à l'évaluation de la qualité et de l'acceptabilité du rapport
Décision	Le public commente l'acceptabilité des impacts du projet
Monitoring	Le public évalue les impacts qui surviennent et soutient le processus de gestion environnementale du projet

Il y a un certain nombre d'avantages en la participation précoce du public dans le processus d'une EIE. Si la participation survient tôt dans le processus, les interactions entre le public, le développeur, et les preneurs de décision devront continuer tout au long du processus afin d'en tirer un maximum d'avantages.

Toutes les informations sur le projet doivent être fournies au public à temps afin que l'opinion du public puisse être prise en compte dans le développement du projet et du rapport. Des enquêtes, questionnaires, conférences, rencontres sont les moyens essentiels à employer. Une bonne méthode pratique pour une consultation adéquate du public et des approches pour y parvenir sont présentées dans le Guide de l'Évaluation Environnementale de la BDA (ADB 2003).

11.3.8 Surveillance et suivi (Plan de gestion environnementale)

Évaluer les impacts indirects ou cumulatifs et les interactions entre effets est un processus itératif dans lequel le potentiel de chaque impact est réévalué tout au long du projet. Surveiller les impacts est la dernière étape ; une fois que le projet a démarré, il est important de vérifier l'exactitude des prédictions et de s'assurer que les mesures d'atténuation mises en place sont effectives. Il y a des incertitudes inhérentes à l'évaluation des impacts, qui ne sont pas le résultat direct du projet et qui peuvent aussi être liées à d'autres projets ou activités.

Pour surveiller les impacts, il faut des indicateurs permettant de mesurer leur étendue et importance. De plus, il doit y avoir un agenda approprié pour le programme de surveillance, d'autant plus que certains impacts ne sont pas immédiatement apparents. L'échelle géographique du monitoring doit correspondre à la nature de l'impact et de la ressource surveillée. Pour surveiller les mesures d'atténuation, il est opportun de mesurer l'efficacité à éviter, réduire et remédier aux impacts. Lorsque cela est nécessaire, cela doit mettre en évidence les zones problématiques et les façons selon lesquelles les mesures peuvent être plus efficaces.

Comme mentionné ci-dessus, un plan de gestion environnementale est requis dans certaines législations (e.g. Banque asiatique) ; sa forme et son contenu dépendent de ces textes légaux.

11.4 Etude de cas: Gestion des eaux usées et des eaux d'orage à Wuhan

11.4.1 Etendue du projet

Le projet consiste à améliorer la qualité des eaux usées traitées ou non déchargées dans l'environnement et à gérer les eaux d'orage de la région.

11.4.2 Description du projet

Le projet a cinq éléments « gestion des eaux usées » et quatre éléments « gestion des eaux d'orage ». Les éléments « gestion des eaux usées » incluent l'extension et/ou la mise à niveau de quatre stations d'épuration. De nouveaux systèmes de collecte des eaux doivent être construits. Le projet inclut également la construction d'une station d'épuration (STEP). Les éléments « gestion des eaux d'orage » incluent la construction de canalisations, regards, stations de pompage, canaux ouverts et/ou rénovation des canaux existants.

11.4.3 Alternatives au projet

L'alternative « sans projet » a été considérée mais vite rejetée. Sans le projet, la pollution va continuer d'affecter les eaux de surface et les eaux souterraines et la qualité des eaux réceptrices se détérioreront. Les inondations vont continuer et pourront s'aggraver à l'avenir avec le développement croissant. Avec le projet, les conditions de vie dans les zones urbaines et suburbaines de la ville s'amélioreront de en augmentant la collecte et le traitement des eaux usées et en diminuant les inondations.

Des alternatives pour la collecte des eaux usées ont été considérées mais furent assez limitées étant donné qu'elles concernaient la mise à niveau de STEP actuelles. Des matériaux alternatifs pour les tuyauteries et des sites alternatifs pour le traitement des eaux usées furent considérés. Les sites proposés furent finalement sélectionnés sur la base du coût des terrains et d'autres exigences relatives aux impacts environnementaux attendus, au capital prévu et aux coûts de fonctionnement et d'entretien, et au type de système de collecte requis. Les processus proposés furent sélectionnés sur la base de la qualité requise pour l'effluent, les coûts de construction et de fonctionnement, la zone du site disponible, et les processus actuels déjà employés.

Trois alternatives pour traiter les eaux usées industrielles furent considérées :

1. Les grosses industries possédant leurs propres installations de traitement d'eaux usées répondant aux normes de rejet et des STEP municipales pour le traitement des eaux usées domestiques uniquement ;
2. Installations de systèmes de prétraitement sur des sites industriels individuels pour répondre aux normes de rejet dans les eaux d'égouts ; et la construction

- de STEP municipales pour les eaux domestiques et des eaux industrielles prétraitées ; ou
3. De plus grosses installations municipales pour traiter des eaux usées domestiques et industrielles.

La deuxième option fut la plus sûre et la plus respectueuse de l'environnement et avait le moins d'impacts négatifs.

Des alternatives pour réutiliser les effluents n'ont pas été considérées car la région de Wuhan a d'abondantes ressources en eau de surface. Les alternatives considérées pour stocker et éliminer les boues incluaient la mise en décharge, l'incinération, et une réutilisation bénéfique pour le paysage. La réutilisation bénéfique a été la méthode préférée là où la qualité est acceptable ; dans le cas contraire, la boue sera mise en décharge.

11.4.4 Impacts positifs et bénéfiques environnementaux

La qualité de l'eau va être améliorée et il y aura des bénéfices significatifs pour la santé humaine suite à une diminution de l'exposition aux maladies transportées par les eaux usées. La fréquence et la sévérité des inondations seront également diminuées, ce qui amènera d'autres bénéfices substantiels. Le projet se traduira aussi par les créations directe et indirecte de nouveaux emplois.

11.4.5 Mesures d'atténuation pendant la conception

Tout sera fait pendant la conception pour réduire les impacts négatifs sur l'environnement (bruits, odeurs, etc.).

11.4.6 Impacts et mesures d'atténuation pendant la construction

Les activités de construction devraient générer quelques impacts dommageables (pollution de l'air par la poussière (excavation, démolition, mouvement des véhicules), par les gaz des véhicules, bruit, congestion du trafic, déchets solides et liquides, matériaux excavés en excès, interruption des services municipaux (égouts, conduites de gaz, fourniture en eau, câbles de communication, etc.), occupation des terres et modifications).

Les mesures d'atténuation pendant la construction incluent :

- Maintenir le site de construction, les routes et les sites de manipulation des matériaux humides par aspersion d'eau ;
- Utiliser des véhicules qui répondent aux normes d'émission ;
- Contrôler le bruit des machines de construction (choix des machines et horaires de travail appropriés) ;
- Préparer des plans de trafic public ;
- Collecter et traiter les eaux usées dans des fosses septiques avant de les rejeter ;
- Planifier l'occupation temporaire de terrains pour minimiser les perturbations et rétablir les terrains dans leurs conditions initiales une fois la construction terminée ;
- Gérer correctement tous les déchets de construction ;

- Respecter toutes les propriétés archéologiques et culturelles, arrêter la construction et contacter les autorités si nécessaire ;
- Prendre des mesures de sécurité sur les sites de construction pour protéger le public (signes avertisseurs) ; et
- Former tous les contractuels et superviseurs de la construction avant de commencer la construction.

11.4.7 Impacts et mesures d'atténuation pendant le fonctionnement

- *Les odeurs* générées par les installations ont été estimées par un modèle de diffusion d'air et il a été décidé de proposer des systèmes de contrôle des odeurs pour deux STEP. Globalement, le projet devrait avoir un impact positif sur la qualité de l'air (odeurs et eaux traitées) ;
- *Le chlore* sera géré par des détecteurs de sécurité et des systèmes épurateurs de chlore, en minimisant la quantité de chlore stockée sur le site, en délimitant une zone tampon autour de la pièce de stockage, en fournissant des masques et des appareils respiratoires aux travailleurs, et en les formant à des procédures opérationnelles sûres ;
- *Gaz et liquides corrosifs, toxiques et explosifs* pouvant s'accumuler dans le système seront aussi surveillés ;
- *La boue* sera mise en décharge; une couche imperméable va permettre de collecter les lixiviats qui seront aussi traités ;
- *Un plan de contrôle* sera établi pour être sûr que les installations fonctionnent parfaitement (indicateurs, plans de contingence, consultation du public, etc.).

11.4.8 Acquisition des terrains et relogement

Le voisinage du projet sera affecté physiquement et économiquement par le projet (e.g. acquisition des terres, utilisation temporaire de terrains pour les systèmes de collecte des eaux, STEP, drainage des eaux d'orage, et stations de pompage, etc.). Toutes les personnes affectées seront dédommées et relogées de manière adéquate et dans un délai raisonnable, en conformité avec le plan de relogement, de manière à être aussi bien qu'elles auraient été sans le projet.

11.4.9 Evaluation économique

Une analyse économique fut réalisée sur une période de 25 ans incluant la période de construction du projet, en accord avec le Guide pour l'analyse économique de projets de la BDA. Les bénéfices et coûts du projet furent estimés sur le principe du « avec ou sans projet ». Les politiques et documents et règlements de planification ont été complètement revus pour vérifier que les normes de qualité des eaux sont justifiables et que le projet est consistant avec les plans de contrôle de la pollution et de gestion des eaux de l'état, de la province et municipaux et avec les politiques et les plans de développement locaux des infrastructures. L'opinion et les préférences du public furent aussi évaluées avec des enquêtes auprès des particuliers et des privés et comparées à une gamme de services publics ; l'amélioration des services "eaux usées et eaux d'orage" fut considérée en priorité.

11.4.10 Plan de Gestion Environnementale

Le Plan de Gestion Environnementale (PGE) couvre toutes les phases du projet, de la préparation et la construction jusqu'à la mise en route, et a pour but de surveiller les impacts environnementaux et leur atténuation/réduction. Le PGE a été incorporé dans la phase de conception du projet et sera incorporé dans les plans de gestion de la construction et de fonctionnement. Le PGE va assurer une mise en œuvre effective de différentes mesures d'atténuation.

Des plans d'implication du public pendant la conception, la construction, et le fonctionnement ont été développés pendant la préparation du projet. Ces plans incluent la participation du public dans la gestion des impacts et des mesures d'atténuation pendant la construction et le fonctionnement, l'évaluation des bénéfices économiques et environnementaux et des impacts sociaux, et des entretiens après la clôture du projet. Il y aura plusieurs types d'implication du public, incluant des visites de sites, des groupes de travail, des investigations sur des sujets sensibles, des entretiens et des auditions du public comme présentés dans le PGE.

Le PGE présente un programme de gestion environnementale, qui complète le monitoring proposé dans la conception du projet. Le PGE va évaluer l'étendue et la sévérité des impacts environnementaux comparés aux impacts prédits, les performances des mesures de protection environnementale et la conformité avec les lois et réglementations, et la tendance des impacts. Pendant la construction et les opérations, les agences de mise en œuvre vont surveiller la performance de leurs installations et l'impact environnemental du projet.

11.4.11 Implication du public

Il y a eu deux tours de consultation du public pendant l'EIE :

1. rencontre avec le public et autre personne concernée ; et
2. enquête sous forme de questionnaire pour les personnes affectées par le projet et les bénéficiaires de différentes tranches d'âge, genre, éducation et occupations.

Une consultation additionnelle fut réalisée en incluant quelques questions dans les enquêtes industrielles et socioéconomiques privées réalisées pour une analyse sociale de pauvreté.

La plupart des participants soutiennent le projet et croient que les impacts négatifs peuvent être diminués par des technologies avancées et des mesures d'atténuation appropriées ; pour le sous-projet « eaux usées Caidian » proposé, les personnes concernées voulaient un relogement juste et une compensation pour l'acquisition des terrains, conformité aux politiques régionale et nationale, et voulaient être payées complètement et dans les temps. Elles exprimèrent le souhait que le projet ait un minimum d'impact sur les communautés de la région et que les installations construites soient de haute qualité.

Les sujets sensibles mis en avant par le public lors des consultations ont été correctement présentés dans l'EIE et dans la planification des mesures

d'atténuation. Des mesures d'atténuation spécifiques vont permettre d'éviter ou de minimiser les impacts dommageables qui concernent le plus le public, et des propositions spécifiques ont été incorporées dans le PGE.

De futurs plans d'intégration du public pendant la construction et les opérations incluent la participation du public dans la surveillance des impacts et des mesures d'atténuation ; évaluation des impacts environnementaux, sociaux et économiques ; et de l'opinion du public avec des entretiens après la finalisation du projet.

11.4.12 Conclusion

Les gestions économique (tarifs de traitement des eaux usées, coûts estimés, assurances, etc.), légale (règlements, normes, politiques) et technique (collecte des eaux usées, gestion des boues, plan de contrôle de la pollution industrielle pour le prétraitement des eaux usées industrielles) seront les principaux risques d'échec du projet. Des plans de gestion doivent être préparés et soumis à la BAD.

Le projet va amener des bénéfices significatifs aux zones urbaines et suburbaines de Wuhan et aux eaux environnantes. Le projet va aussi apporter des bénéfices significatifs pour la santé humaine. Des réductions de fréquence et de sévérité des inondations amèneront des bénéfices substantiels additionnels.

Des mesures d'atténuation et de compensation vont éliminer ou réduire à des niveaux acceptables les impacts négatifs générés par le projet. Les mesures essentielles incluent une sélection prudente des sites de STEP pour éviter des lieux sensibles ; le contrôle du bruit, de la poussière et du rejet de l'eau usée pendant la construction ; le contrôle des odeurs et du bruit pendant les opérations ; et l'aménagement après finalisation du projet. Les impacts négatifs qui seront réduits à des niveaux acceptables incluent la relocalisation de 1 799 personnes et la perte permanente d'environ 62,5 ha de terres, qui seront compensées de manière appropriée.

11.5 Références

Europe

EC, 1997. Directive 97/11/EC du 3 mars 1997 amendant la Directive 85/337/EEC du 27 juin 1985 sur l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement.

EC, 1985. Directive 85/337/EEC du 27 juin 1985 sur l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement.

Belgium

CELLULE "ETUDES D'INCIDENCES SUR L'ENVIRONNEMENT" (EIE), 2006. Législation et information sur les Etudes d'incidences sur l'environnement, notes. Disponible sur: < <http://environnement.wallonie.be/dppgss/dcpp/eie.htm>>

CONSEIL REGIONAL WALLON, 2004. Décret du 27 mai 2004 relatif au Livre 1^{er} du Code de l'Environnement.

GOUVERNEMENT WALLON. 2005. Arrêté du gouvernement wallon du 17 mars 2005 relatif au Livre 1^{er} du Code de l'Environnement.

CONSEIL DE LA REGION DE BRUXELLES-CAPITALE. 2004. Ordonnance du 24 juin 2004 relatif aux permis d'environnement (Articles 21 to 29 essentiellement).

GOUVERNEMENT DE LA REGION DE BRUXELLES-CAPITALE. 2004. Arrêté du gouvernement de Bruxelles-Capitale du 9 avril 2004 adoptant le code bruxellois de l'aménagement du territoire, le COBAT, publié le 26 mai 2004.

CONSEIL REGIONAL FLAMAND. 1995. Décret du 5 avril 1995 contenant les dispositions générales concernant la politique de l'environnement.

Danemark

EC, 2006. *The outcome of EIA*. 35 p. Disponible en ligne sur: <http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/eia_outcome.pdf>

MINISTRY OF THE ENVIRONMENT (Spatial planning Department), 2002. *The Planning Act in Denmark*. Consolidated Act No. 763 of 11 September 2002.

Chine

GOUVERNEMENT DE LA PROVINCE DE GUANGDONG – BANQUE MONDIALE, 2003. *Guangdong Pearl river delta urban environment project – Design review and advisory services overall environmental assessment for wastewater components*.

Vietnam

DR. LEU THO BACH, 2006. Notes personnelles. HUCE

Banque Mondiale - <web.worldbank.org>

WORLDBANK, 2004a. *Operational policy (OP) 4.01* (1999), revised in August 2004.

WORLDBANK, 2004b. *Bank Procedure (BP) 4.01* (1999), revised in August 2004.

WORLDBANK, 2006. *How to use the Sourcebook*.

Banque au Développement Asiatique (BDA ou ADB) – <www.adb.org>

BDA, 2006. *Operations Manual OM F1, Operational procedures and Bank policies*. Disponible en anglais sur: <http://www.adb.org/Documents/Manuals/Operations/OMF01_25sep06.pdf>

BDA, 2003. *Environmental Assessment Guidelines*. Disponible en anglais sur: <http://www.adb.org/documents/Guidelines/Environmental_Assessment> (Section “Environmental Assessment of Project Loans”)

EIE

Environment Helpdesk for EC Development Co-operation. *Project EIA screening*. 4p. Disponible sur : <http://www.environment-integration.org/Download/D123/EIA_Screening.pdf>

EC, 2001. *EIA guidance of screening, 2001. The steps in the screening*. Disponible sur: <<http://ec.europa.eu/environment/eia/eia-guidelines/g-screening-full-text.pdf> >

EC, 1999. *Guidelines for the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions*. Disponible sur: <<http://ec.europa.eu/environment/eia/eia-studies-and-reports/guidel.pdf>>

Etude de cas

PEOPLE’S REPUBLIC OF CHINA, 2006. *Environmental Assessment Report of the Wuhan Wastewater and Stormwater Management Project*. 58 p. Prepared by the Wuhan Municipal Government for the Asian Development Bank (ADB).

12. EXIGENCES LEGALES ET REGLEMENTAIRES

12.1 Aperçu des exigences légales

Les exigences légales et réglementaires auxquelles un constructeur de STEP doit répondre varient fortement d'un pays à un autre et sont basées sur le cadre réglementaire national de contrôle de la pollution des eaux et de protection des ressources en eau. Elles peuvent aussi varier d'une région à une autre à l'intérieur d'un même pays, et ce sur base sur la disponibilité et la demande en eau locales ainsi que sur la qualité attendue des eaux réceptrices. Ces exigences légales peuvent être regroupées sous 5 thèmes:

1. Rejet de polluants dans les eaux ou les terres réceptrices

- Normes de qualité des eaux réceptrices
- Permis de rejet de polluants et concernant les systèmes d'évacuation

2. Dimensionnement des stations d'épuration

- Mise en place/localisation de la station
- Etude d'impact environnemental (EIE)

3. Construction de la station

- Impact des travaux de construction
- Conservation du patrimoine historique naturel

4. Fonctionnement de la station

- Risques
- Exigences de gestion
- EHS règles et réglementations

5. Mise en place de la station dans le contexte local

- Protection de la nature, des poissons et de la faune
- Protection de l'environnement naturel et du paysage

En complément aux exigences réglementaires citées ci dessus, le gérant d'une station d'épuration peut opter volontairement pour un système de management environnemental certifié (EMS pour Environmental Management System de la série ISO 14000) afin d'assurer une concordance complète et durable avec les exigences réglementaires environnementales. Une telle certification est rarement exigée mais est appréciée par les agences environnementales supervisant le fonctionnement des stations. Cette certification permet en effet de réduire le risque environnemental lié à une négligence environnementale. De plus, les stations d'épuration certifiées EMS sont souvent moins lourdement contrôlées par les agences de contrôle.

12.2 Rejet d'eaux usées dans les eaux réceptrices

Les autorités de protection des ressources en eau ou de contrôle de la pollution définissent généralement le « rejet d'un polluant » comme toute addition de tout type de polluant dans des eaux réceptrices et ce depuis tout « point source de

rejet ». Le terme « polluant » englobe les déchets solides, les eaux d'égout, les boues d'eau d'égout, les boues de dragage, les déchets chimiques, les matériaux biologiques, les déchets industriels, municipaux et agricoles, etc. rejetés dans une eau réceptrice. Un « point source de rejet » est un ouvrage discret, confiné ou discernable, comme un tuyau, un fossé, un canal ou un égout, etc. duquel des polluants sont ou peuvent être rejetés.

12.2.1 Normes de qualité des eaux réceptrices

Tout comme les autorités de bassins versants, les autorités nationales ou régionales de protection des ressources en eau développent des normes de qualité des eaux pour toutes les eaux du pays. Ces normes comportent souvent trois composantes essentielles:

1. **Usages définis** – Ceux-ci sont les usages auxquels est destinée chaque unité d'eau d'un bassin ou d'une région. Chaque unité d'eau se voit attribuer un ou plusieurs usages définis, tel que « eau de recharge de la nappe » ou « soutien à la vie aquatique ». Le but des autorités de gestion des ressources en eau est de mettre en œuvre, maintenir et protéger ces usages définis.
2. **Critère de qualité des eaux** – Les autorités chargées du contrôle de la pollution des eaux et de la protection des ressources en eau développent aujourd'hui des critères de qualité des eaux afin de soutenir les usages définis des unités d'eau et ce dans leur juridiction respective. Les critères sont des recommandations textuelles et/ou des valeurs limites pour les facteurs affectant la qualité des unités d'eau. De nombreux pays plus avancés établissent également des critères biologiques, en addition aux critères plus traditionnels que sont les critères physiques et chimiques, afin de caractériser la qualité des eaux.
3. **Cadre réglementaire d'anti-dégradation** – Les autorités en charge du contrôle de la pollution des eaux et de ressources en eau ont établi des règles « anti-dégradation » et des procédures de mise en œuvre. Les règles anti-dégradation vont permettre au minimum de maintenir et protéger les usages actuels des eaux et le niveau de qualité nécessaire pour protéger ces usages actuels. Ces règles assurent également la protection de la qualité des eaux de chaque unité où la qualité de l'eau n'atteint pas le niveau requis pour assurer la reproduction des poissons et de la faune ainsi que les activités récréatives sur et dans l'eau.

Dans l'Union européenne, les normes de qualité des eaux sont concordantes avec les exigences de la Directive Cadre Eau (DCE ou Water Framework Directive (WFD) (2000/60/EC)), qui combine la protection des statuts écologiques avec une utilisation des eaux à long terme et un développement durable. Cette directive est un nouvel instrument pour l'aménagement du territoire et l'intégration de nouvelles réglementations, un cadre légal pour une approche commune, des principes, des objectifs environnementaux soutenables établis au niveau du bassin versant. Les objectifs sont le respect d'une nature protégée et des zones d'eau potable, l'interdiction de tout rejet direct dans les eaux souterraines et l'utilisation du « prix de

l'eau ». Certains pays définissent les eaux réceptrices sur base de normes nationales, d'autres sur base de leurs usages définis. Le Tableau 12-1 montre les valeurs limites des eaux réceptrices autrichiennes avant l'introduction de la directive.

12.2.2 Permis relatifs aux systèmes de rejet de polluants

Les autorités de contrôle de la pollution interdisent le rejet d'un polluant de tout point source, sauf dans le cas de l'obtention d'un permis pour ce rejet. Dans de nombreux pays et dans tous les pays en voie de développement, les personnes ou entreprises souhaitant rejeter des eaux usées traitées dans des eaux réceptrices de surface ou sur la surface du sol (irrigation) ou en sous-surface (dispersion) doivent obtenir un permis qui établit les termes et les conditions pour ces activités. La procédure d'obtention d'un tel permis peut prendre plusieurs mois. La demande devrait dès lors être faite aux autorités au moins une demi-année avant de commencer la construction des ouvrages de rejet.

**TABLEAU 12-1 : VALEURS LIMITES POUR LES EAUX RECEPTRICES GUIDELINES 1987
AUTRICHE**

Paramètre	Molécule chimique	Valeurs limites pour les eaux réceptrices (mg/l)
Ammonium total	(NH ₄ + NH ₃) - N	0,5
Ammonium	NH ₃ -N	0,05
Nitrate	NO ₃ -N	8
Nitrite	NO ₂ -N	0,05
Phosphore (soluble)	P	0,2
Demande biologique en oxygène	DBO ₅	3
Demande chimique en oxygène	DCO	10
Carbone organique dissout	COD	2

Un permis de rejet d'eaux usées contient généralement des limites numériques et textuelles concernant les quantités de polluants pouvant être rejetées. Ces limites impliquent des exigences technologiques et de qualité des eaux. Les limitations technologiques représentent le degré de contrôle que les points sources peuvent atteindre avec différentes technologies de contrôle de la pollution. De plus, s'il est nécessaire d'atteindre la concordance avec les normes de qualité des eaux en vigueur, le permis peut contenir des limites de qualité des eaux plus drastiques que les normes technologiques en vigueur.

Les exigences d'un permis varient au cas par cas et l'information présentée dans les documents de demande de permis, généralement fournis par les autorités, aide à déterminer quelles exigences réglementaires seront appliquées dans les permis. La demande doit généralement fournir l'information relative aux débits, au parcours que va faire l'eau traitée jusqu'à l'eau réceptrice, et une description du système de traitement existant ou du système devant être construit. Il peut également être demandé que le dossier de demande de permis contienne l'information relative aux concentrations de l'effluent en demande biologique en oxygène (DBO), en matières

en suspension totales(MES), en phosphore total, en azote ammoniacal, ainsi qu'une description des débits des rejets industriels vers les installations de traitement. Il est important que le dossier de demande de permis soit le plus complet possible. Les autorités compétentes en matière de délivrance de permis peuvent contacter le demandeur durant le processus de révision et de développement du permis pour obtenir de l'information complémentaire.

Les étapes clé suivantes font généralement partie du processus de délivrance d'un permis :

Enquête et dimensionnement

La première étape pour l'obtention d'un permis est l'identification par un ingénieur de la zone concernée, des flux/débits, et des traitements alternatifs potentiels à proposer. Dans certains pays, l'ingénieur doit être un professionnel agréé ou la compagnie doit avoir la licence relative à de telles activités de design.

L'évaluation d'un site doit vérifier que la localisation proposée pour le système rencontre les exigences de concordance du site avec le procédé de rejet proposé. Si c'est un rejet de sous-surface, une étude hydrogéologique peut aussi déterminer les impacts potentiels du système sur la qualité des eaux souterraines. Une évaluation de site consiste à déterminer le caractère approprié du site proposé en creusant des puits et/ou en prélevant des échantillons de sol pour identifier tout paramètre limitant du sol ; ces travaux incluant une détermination de la profondeur saisonnière de la nappe ainsi que la profondeur de la roche mère. L'évaluation du site reprend également l'information nécessaire pour le dimensionnement, ce incluant la texture du sol, le taux de percolation, les reculs et la pente.

L'étude hydrogéologique, en cas d'infiltration de sous-surface, va déterminer les effets que le système aura sur la qualité de l'eau souterraine et la remontée possible de l'eau souterraine (remontée de nappe). Considérant la complexité de l'étude, un hydrogéologue peut être requis pour cette part du projet. L'hydrogéologue aura besoin d'information concernant le design, les débits, et le rapport concernant l'évaluation du site pour mener son étude. Les buts de l'étude sont de:

- Identifier la profondeur de la nappe fixe et toute eau perchée ou toute zone pouvant être saturée selon les saisons;
- Déterminer la direction d'écoulement de la nappe (horizontal et vertical);
- Déterminer le bruit de fond de qualité de la nappe à l'endroit prévu du projet;
- Estimer la hauteur de remontée de l'eau souterraine du système proposé;
- Déterminer si les normes de qualité d'eau potable peuvent être atteintes à la limite de la propriété;
- Déterminer la localisation des piézomètres pour la gestion de la remontée de l'eau souterraine après la mise en œuvre du système;
- Déterminer le nombre et l'emplacement des puits de surveillance nécessaires pour la gestion des effets du système sur la qualité de l'eau souterraine.

Le nombre de puits de surveillance nécessaire va varier selon la complexité de l'hydrogéologie du site et de la taille du système de traitement. Les puits devraient inclure au moins un ensemble de puits suffisant pour déterminer si le système est en

zone de décharge ou de recharge de l'eau souterraine. Un puits de contrôle est généralement placé dans un lieu qui va représenter les conditions de bruit de fond du site.

Limites pour l'effluent

Les autorités établissent des limites de rejet afin de protéger la qualité des eaux et leurs usages définis au niveau national ou régional. Toutes les municipalités et les autres déchargeurs d'eaux usées doivent au minimum fournir un traitement secondaire. Les normes minimales de rejets après un traitement secondaire, prescrites par la directive européenne relative aux eaux usées urbaines, (91/271/EEC) sont présentées dans la Tableau 12-2 : .

Les normes de rejet, plus drastiques que les normes minimales de rejets après traitement secondaire, peuvent être assignées à une décharge où les débits ne permettent pas de protéger la qualité des eaux réceptrices ainsi que leurs usages définis (par exemple des limites saisonnières pour l'ammoniacale). Les autorités délivrant les permis considèrent un certain nombre de facteurs lors de la définition de limites de rejets pour un rejet en particulier, ce incluant les caractéristiques des eaux réceptrices (usage, normes de qualité, caractéristique des flux) et du rejet (design du rejet, durée et fréquence). Les polluants toxiques peuvent également être évalués pour assurer la protection des êtres humains, de la vie aquatique, de la faune et de la flore naturelle.

TABLEAU 12-2 : NORMES DE REJET POUR DES STATIONS D'EPURATION DE MAXIMUM 5000 EH

Substance ou caractéristique	Concentration limite (mg/L) ou gamme
DBO 5-jours	25
DCO	125
Matières en suspension totales	30
Gamme de pH	6.0 - 9.0
Azote (TKN)	15
Phosphore total (TP)	2

Source: EU UWWT Directive 91/271/EEC

Pour des extensions de rejets ou de nouveaux rejets, des soumissions et des révisions complémentaires peuvent être exigées.

La révision des limites de rejet doit être réalisée aussi tôt que possible dans la procédure de délivrance du permis afin que toute question soit abordée à temps. Des retards peuvent en effet survenir si une information inadéquate a été fournie ou si de nouvelles considérations relatives à la qualité des eaux nécessitant une évaluation additionnelle sont identifiées lors de la révision.

Participation du public

Après que toute l'information nécessaire a été soumise dans la demande de permis, l'autorité délivrant les permis va déterminer s'il y a lieu de mettre en œuvre une procédure de revue environnementale. Dans certains cas, une EIE (chapitre 11) peut être requise (généralement obligatoire si les flux sont supérieurs à 200 m³ par jour). Si le projet requiert une EIE, il y aura aussi une notice d'information publique et une période de commentaires sur les résultats de l'EIE. Les commentaires émis au cours de la procédure, ainsi que toute information collectée au cours de la procédure de demande, seront considérés dans le développement du permis.

Un permis « provisoire » est généralement complété et mis à disposition et à vue du public pour un mois ou plus pour avis de toute partie intéressée ou concernée. Les commentaires reçus au cours de cette période peuvent amener à la révision du permis. Lorsque tous les points sont correctement adressés, un permis final est émis et ses conditions deviennent effectives dès son émission.

Opérateur certifié

Le permis requiert souvent que l'entité ayant reçu le permis engage un opérateur certifié pour gérer l'installation de traitement. Le niveau de certification requise pour l'opérateur dépend de la complexité de l'installation.

Coût du permis

L'autorité délivrant le permis peut demander une contribution financière au demandeur pour couvrir l'évaluation du permis et sa délivrance ainsi qu'une contribution annuelle pour évaluer le permis et contrôler la concordance périodique de la station d'épuration avec les exigences prescrites par le permis.

Exigences de surveillance du permis

L'entité ayant reçu le permis doit surveiller le système de traitement et soumettre des rapports de contrôle des rejets à l'autorité de contrôle ou émettrice. Les exigences de contrôle dépendent des débits, de la taille de l'installation, des caractéristiques de l'eau réceptrice et du type de traitement.

12.3 Dimensionnement de la station

12.3.1 Localisation de la station

La plupart des pays présentent des restrictions concernant la localisation de STEP pour éviter toute utilisation conflictuelle des terres à proximité d'une station et/ou des points de rejet des eaux traitées dans les eaux réceptrices. Ces restrictions sont souvent très spécifiques ; la localisation d'une station d'épuration d'eaux usées devrait idéalement être discutée avec l'agence émettant le permis très tôt dans le processus de développement du projet.

12.3.2 EIE

Une EIE est requise pour le développement de toutes nouvelles infrastructures et installations ayant un impact significatif sur l'environnement. Une STEP est généralement une installation ayant un impact environnemental significatif. Pour plus d'information concernant les EIE, se reporter au chapitre 11.

12.4 Construction d'une station

12.4.1 Atténuation des risques liés à la construction d'une station

Pour atténuer tout impact significatif lié à la construction d'une station, l'instigateur du projet doit généralement préparer un Plan de Protection Environnemental (PPE ou Environmental Protection Plan (EPP)) sur base des activités de construction prévues. Un PPE pour une construction devrait:

- Si un dispositif d'eau usée de sous-surface est proposé, confirmer que la zone concernée sera visiblement identifiable afin d'éviter la compaction du sol par de lourds engins;
- Fournir une information détaillée sur la phase de construction du projet concerné, incluant les délais de chaque activité de construction du projet et pour toutes les phases futures de développement;
- Si le travail doit avoir lieu dans une zone humide existante, fournir une information détaillée sur toute activité proposée dans la zone humide ou dans ses 30 m de zone tampon, ce incluant le timing de ces activités;
- Décrire les sources de tout matériel organique (sol/plante), etc. devant être employé lors de la construction. Souvent des zones humides existantes ne peuvent être utilisées comme source de tels matériaux;
- Fournir une liste complète des espèces des plantes employées dans les zones humides artificielles (construites). Seules des plantes originaires de la région et non invasives doivent être permises; et
- Si un matériel imperméable doit être installé, fournir les caractéristiques de ce matériel (épaisseur, etc.).

12.4.2 Préservation des sites historiques

Certains pays ont une législation préservant leur patrimoine historique (immeubles, objets, sites ou paysages) qui peut empêcher ou avoir un certain impact sur la localisation d'une station de traitement d'eaux usées extensive dans une zone spécifique.

12.5 Fonctionnement de la station

12.5.1 Risques liés au fonctionnement

Une description détaillée des actions de fonctionnement et de maintenance du projet proposé devrait être incluse mais pas limitée à:

- A quel niveau de sa capacité nominale, l'installation va-t-elle fonctionner à sa mise en marche ?
- Pour les systèmes municipaux, une estimation de la croissance de la charge probable et l'extension future des services municipaux. Combien d'années de capacité additionnelle le dimensionnement fournit-il ? La soumission doit aussi inclure un listing détaillé du nombre des utilisateurs résidentiels, institutionnels, commerciaux et industriels qui seront raccordés au système ;
- Pour les systèmes municipaux, l'installation de traitement sera-t-elle aussi à disposition d'industries spéciales ou d'utilisateurs significatifs ? Evaluer la possibilité pour tout produit chimique dangereux d'arriver dans l'installation ou les changements de charge significatifs dans le système résultants de tels utilisateurs;
- L'installation sera-t-elle dimensionnée de manière à pouvoir recevoir des eaux septiques de la part de compagnies de service ou d'autres installations industrielles ?
- Des pompes ou stations de relevage sont-elles nécessaires ? Si oui, localiser ces installations sur une carte. Seront-elles équipées de systèmes de secours pour l'alimentation énergétique ? Si la station de pompage n'a pas de système de secours, quelles mesures d'atténuation sont proposées pour minimiser les impacts des by-pass éventuels ?
- Capacités des pompes, aérateurs, etc. qui seront impliqués dans le projet ;
- Si le projet concerne l'extension d'une lagune de traitement d'eaux usées municipales reliées à un réseau d'égout mixte (eaux de pluie et eaux urbaines), comment fonctionne le système lors de périodes d'orage ?
- Si le projet concerne un lagunage destiné au traitement d'eaux de ruissellement ou d'effluent, faire état du nombre de lagunes proposé. Les cellules vont-elles fonctionner en série ou en parallèle? Un traitement supplémentaire (aération) est-il proposé?
- A quel usage sera destiné le lagunage artificiel une fois que sa vie de fonctionnement sera finie ?
- Description du point de rejet des eaux dans l'environnement récepteur, incluant les méthodes de diffusion et de dispersion;
- Pour des rejets se faisant en rivière ou en milieu marin, informations sur le volume du rejet et facteur de dilution anticipé devant être réalisé par l'installation de traitement. Inclure une description de la zone de mélange. Est-ce que le milieu récepteur aura toujours un volume minimal d'eau pour la dilution finale de l'eau traitée ?
- Le rejet dans l'environnement récepteur se fera-t-il en alterné (batch) ou en continu ? Si le rejet est en batch, quand ou à quelle fréquence sera-t-il réalisé ?
- Caractéristiques attendues de l'effluent traité (DBO, MES_t , TKN, P_{tot} , etc.) et volumes attendus des rejets;
- Caractéristiques (chimiques et physiques) des eaux usées entrant dans l'installation de traitement afin de permettre aux réviseurs de vérifier l'exactitude du dimensionnement;
- Y aura-t-il un stockage des boues dans le futur ? Quelles seront les quantités produites et comment et où seront-elles stockées et/ou traitées ?
- Qui sera responsable de la maintenance du système ? Pour des systèmes individuels et des systèmes se trouvant en dehors des zones administratives,

une entité publique (municipalité, commission) devrait idéalement maintenir l'infrastructure liée au développement de ces installations;

- Information détaillée sur le type et la fréquence de toutes les activités de maintenance.

12.5.2 Exigences liées à la maintenance

Une station d'épuration doit être suivie de près et des rapports d'analyses relatifs aux rejets doivent être soumis aux autorités en charge du contrôle du bon fonctionnement des installations. Les exigences liées à la surveillance des installations dépendent des caractéristiques des influents, de la taille de l'installation, des caractéristiques des eaux réceptrices, des usages des eaux réceptrices et du type de traitement. Le Tableau 12-3 : présente les exigences typiques généralement considérées aux Etats Unis pour de nombreuses installations de traitement municipales et/ou domestiques. D'autres paramètres devant souvent être surveillés dans les installations municipales de traitement d'eaux usées incluent le phosphore et l'azote ammoniacal.

TABLEAU 12-3 : EXIGENCES DE MONITORING DES STEP AUX USA

Monitoring	Paramètre	Fréquence
Influent	Débit	Journalière
	DBO/DCO	Mensuelle
	MES _t	Mensuelle
	pH	Mensuelle
	Phosphore total	Mensuelle
Effluent	DBO/DCO	Mensuelle
	MES _t	Mensuelle
	pH	Mensuelle
	Oxygène dissous	Mensuelle
	Chlore résiduel	Journalière
	Coliformes fécaux	Mensuelle
	Phosphore total	Mensuelle
Monitoring d'urgence en cas d'incident	Débit	(estimation)
	DBO/DCO	2x/semaine pendant toute la durée de l'incident
	MES _t	2x/semaine pendant toute la durée de l'incident
	Coliformes fécaux	2x/semaine pendant toute la durée de l'incident

Source: US EPA

Le tableau 12-4 présente les exigences de monitoring généralement d'application pour d'importants rejets souterrains ou de sous-surface.

TABEAU 12-4 : EXIGENCES TYPIQUES POUR DES REJETS DE SOUS-SURFACE

Monitoring	Paramètre	Fréquence	Normes
Système	Vérification visuelle	Hebdomadaire ou mensuelle	<ul style="list-style-type: none"> ▪ STI : pas de rejet en terre ▪ BIR et irrigation: plantes aquatiques, glace en surface, précipitations, état des berges ▪ Tout: problème de nuisibles, odeurs, ou autres problèmes de maintenance.
Puits de surveillance	Azote Kjeldahl total	3x/an	
	Azote Ammoniacal	3x/an	
	Nitrates	3x/an	10 mg/L
	Chlore	3x/an	250 mg/L
	Niveau supérieur de la nappe	3x/an	
	Conductivité	3x/an	
	Température	3x/an	
Influent (BIR et irrigation uniquement)	pH	3x/an	
	Débit	Journalière	
	DBO ₅ /DCO	Trimestrielle	
	TSS	Trimestrielle	
Effluent de lagunes pour BIR	pH (seulement RIB)	Trimestrielle	
	Azote Kjeldahl total	Mensuelle*	
	Azote Ammoniacal	Mensuelle*	
	Nitrate	Mensuelle*	
	Chlore	Mensuelle*	
	pH	Mensuelle*	
Analyses de sol au niveau des zones d'irrigation	Débit dans chaque bassin	Journalière	
	pH	Annuelle	
	Texture	Annuelle	
	Phosphore	Annuelle	
	Potassium échangeable	Annuelle	
Piézomètres	Matière organique	Annuelle	
	Niveau de la nappe	3x/an	

Source: US EPA
* pendant le rejet

Note: - STI : Système de traitement individuel
- BIR: Bassin d'infiltration rapide

12.5.3 Règles et réglementations ESS

Afin de répondre aux réglementations concernant l'Environnement, la Santé et la Sécurité (ESS), les opérateurs de STEP doivent:

- Protéger la santé publique et l'environnement (en traitant et désinfectant les eaux usées, en gérant les eaux de pluie d'orage, et tout autre action de monitoring environnemental protégeant la santé humaine, etc.);

- Maintenance des conduites d'eau usée, les pompes, et tout autre équipement via des actions préventives, planifiées et d'urgence;
- Conserver des enregistrements, et préparer des rapports concernant la santé des membres de l'équipe de maintenance.

Etant donné que les opérateurs de STEP sont très souvent en charge des systèmes d'égouttage connectés aux stations, il doit exister des règles et arrêtés concernant le rejet de déchets dans les égouts afin d'éviter tout risque pour la santé et la sécurité humaine et tout risque de perturber le bon fonctionnement de la station. Cela signifie qu'il faut mettre en place et respecter des règles interdisant tout rejet qui pourrait, seul ou en combinaison avec d'autres déchets, entraîner une présence de substances toxiques ou mortelles, solides, gazeuses, liquides, vapeurs dans le réseau d'égouttage ou au niveau de la station d'épuration à un niveau qui pourrait créer un danger, une nuisance, ou un dommage à la santé et à la sécurité des travailleurs. Cela concerne les produits suivants :

- Quantités excessives d'huiles animales ou végétales;
- Produits pétrolifères;
- Substances ou matériaux corrosifs;
- Déchets très colorés;
- Débits excessifs;
- Mélanges explosifs;
- Polluants toxiques et substances dangereuses;
- Déchets à haute température;
- Substances et matériaux nocifs;
- Déchets causant une violation de permis;
- PCBs et dioxines;
- Pesticides/fertilisants;
- Déchets radioactifs;
- Amiante.

12.6 Végétalisation de l'environnement direct à l'installation

Certains pays ont des réglementations liées à la gestion des zones côtières et des programmes de contrôle de non-pollution. Ces réglementations incluent des exigences relatives à la protection et à la restauration de zones humides appropriées à la mise en place de lagunages ou d'autres systèmes de traitement d'eaux usées extensifs.

12.6.1 Protection des poissons, de la faune et de la nature

De nombreux pays ont des lois et des réglementations pour protéger les espèces menacées et conserver les écosystèmes dont des espèces menacées ou en danger de poissons, de la faune et de la flore dépendent. Une telle législation interdit généralement le prélèvement, la possession, la vente, et de transport d'espèces menacées ou en danger. Elles requièrent souvent que des agences appropriées assurent que toute action autorisée, fondée ou réalisée par eux ne compromette pas l'existence paisible des espèces citées ou ne modifie leur habitat critique. Des stations de traitement des eaux usées extensives peuvent être localisées dans des

zones où vivent des espèces en danger mais dans ce cas certaines exigences supplémentaires peuvent être applicables.

De nombreux pays développés ont également une législation permettant les agences gouvernementales à coopérer avec le public et des organisations publiques dans la protection de la faune (incluant les poissons) et son habitat. Une telle législation requiert également que les impacts sur la faune soient également considérés dans des programmes de développement de ressources en eau. Si une telle législation est en place, des agences adéquates doivent être contactées pour tout projet modifiant toute unité d'eau, ce qui pourrait être le cas de lagunages construits ou autres installations similaires.

La législation concernant les oiseaux migrateurs peut également être importante. Certaines stations de traitement extensif d'eaux usées peuvent être ou devenir des zones de repos ou de nichage pour les oiseaux migrateurs. Dans ce cas des régulations concernant ces oiseaux peuvent avoir à être considérées.

12.6.2 Protection du paysage sauvage et naturel

Certains pays ont une législation relative à la protection de certaines rivières et eaux réceptrices comme des lacs présentant une valeur esthétique, récréative, géologique, animale (aquatique ou terrestre), historique, culturelle ou toute autre valeur similaire exceptionnelle; préservant leurs conditions d'écoulement naturel ; les préservant ainsi que leur environnement immédiat pour le plaisir et le bien-être des générations présentes et futures. Une telle législation établit les conditions de contrôle des terres et de leur utilisation. Certaines rivières peuvent être classées comme naturelles, paysagères ou récréatives ; dès lors des restrictions peuvent être appliquées quant à leur utilisation. Pour préserver des conditions d'écoulement naturel, une rivière donnée peut être protégée de toute construction de barrage ou autre construction qui pourrait affecter négativement la valeur qui lui a été octroyée.

12.7 Exigences minimales pour un EMS (SME) volontaire minimum

Cette section liste les exigences minimales pour une certification EMS par un auditeur en environnement sous un système de licence accrédité. La décision d'émettre une lettre de certification EMS sous une licence accréditée est à la discrétion de l'auditeur environnemental évaluant l'installation. Cependant, pour une accréditation, il est attendu que l'EMS – qu'il fasse partie du système de gestion de la Sécurité, de la Santé et de l'Environnement ou qu'il soit un plan unique – ait certains éléments en place. Cette section fournit une indication sur les éléments et l'étendue de la mise en œuvre des éléments généralement attendus pour une certification EMS, en termes des éléments présentés dans ISO 14001:1996.

12.7.1 Prémices

Le statut de licence accréditée s'applique donc à un site de station d'épuration d'eaux usées donné. L'EMS doit être évaluée en respect des opérations et du site pour lesquels le statut de licence accréditée est recherché.

12.7.2 Réglementation environnementale

L'opérateur d'une STEP doit avoir une réglementation environnementale en place. La réglementation peut faire partie de la réglementation relative à la santé, la sécurité ou la qualité ou être un document unique et indépendant des précédents. Il doit être approprié à la nature, la taille et les impacts environnementaux des activités, produits et services de la STEP. Au minimum, la réglementation doit contenir des engagements de prévention de pollution et d'amélioration continue des performances environnementales, et doit être conforme aux lois et règlements en vigueur.

12.7.3 Aspects environnementaux, impacts et solutions

L'opérateur de la STEP doit être capable de démontrer qu'il est au courant des aspects environnementaux et qu'il a déterminé lesquels de ces aspects ont ou peuvent avoir un impact significatif sur l'environnement. Il doit être au courant de ses activités, produits et services qui ont une influence sur ces impacts ou impacts potentiels, et il doit avoir développé des procédures pour gérer ces éléments.

12.7.4 Exigences légales

L'organisation doit être capable de démontrer qu'elle est au courant des exigences environnementales réglementaires affectant le fonctionnement de la STEP à son démarrage, et doit avoir des procédures en place pour se tenir au courant de toute modification de ces exigences légales. Ceci inclut une connaissance de toutes les exigences des autres agences réglementaires.

12.7.5 Programme d'amélioration environnementale continue

L'installation doit être capable de démontrer l'existence de programmes établis pour permettre une amélioration continue de ses performances environnementales depuis sa mise en marche. Cela sera généralement exprimé à travers des objectifs et des plans d'action définis de manière à pouvoir atteindre certains résultats – comme une minimisation ou une réduction des déchets ou l'élimination d'un impact environnemental.

12.7.6 Responsabilité de l'organisation

L'organisation doit avoir une structure en place qui définit les rôles, les responsabilités, et les autorités environnementales. Une attention et une priorité particulières doivent être accordées aux responsabilités en relation avec les opérations associées à des aspects et impacts environnementaux significatifs. En particulier, les employés de tout niveau de fonction doivent être au courant des aspects et impacts environnementaux significatifs de leurs activités.

12.7.7 Training

Un programme de formation adéquat doit être en place. Celui-ci doit être appliqué à tout membre du personnel dont le travail peut avoir un impact significatif sur l'environnement. Le programme de formation peut faire part intégrante du

programme de formation relatif à la sécurité, la santé et la qualité mais doit inclure une formation environnementale adéquate. Il est attendu que l'adéquation de la formation soit évaluée via des questionnaires soumis aux membres du personnel ayant en charge des aspects environnementaux significatifs.

12.7.8 Documentation

L'organisation doit correctement gérer ses procédures – de manière manuscrite ou électronique – pour permettre une bonne gestion des aspects environnementaux significatifs de l'installation. Les procédures doivent être :

- adaptées à la situation;
- à jour; et
- révisées régulièrement.

Les procédures doivent couvrir de manière adéquate les aspects environnementaux là où une absence de procédure pourrait induire l'apparition d'impacts environnementaux inacceptables.

Des procédures clé devraient être examinées pour s'assurer qu'elles couvrent de manière adéquate la gestion environnementale des aspects environnementaux afin de minimiser l'impact environnemental. Les procédures devant être évaluées incluent celles couvrant:

- les émissions dans l'air;
- les rejets d'eaux usées;
- les émissions sonores;
- la gestion des performances;
- la gestion des déchets;
- la gestion des produits chimiques;
- les formations;
- la gestion des plaintes environnementales; et
- la notification des incidents environnementaux aux autorités.

12.7.9 Vérification et action corrective

L'organisation doit surveiller et mesurer régulièrement les caractéristiques clé de ses opérations et les activités qui peuvent avoir un impact significatif sur l'environnement.

Les rejets significatifs dans l'environnement doivent être surveillés de manière adéquate afin de déterminer leur concordance avec les exigences réglementaires et fournir l'information relative aux programmes d'amélioration continue. Il est essentiel que l'organisation puisse démontrer l'existence d'une procédure effective permettant de gérer les non-concordances avec les exigences réglementaires.

12.7.10 Enregistrements environnementaux

L'organisation doit maintenir les enregistrements de données environnementales satisfaisants – pouvant inclure des données concernant les formations, les permis et licences d'environnement, les plaintes environnementales, la surveillance des données environnementales, les rapports d'audits environnementaux, les certificats de transport de déchets, et la correspondance avec les agences réglementaires.

12.7.11 Préparation aux urgences

L'organisation doit avoir des procédures et des aptitudes adéquates pour répondre aux accidents et situations d'urgence, et pour prévenir et réduire les impacts environnementaux pouvant y être associés. Une évaluation de la compétence du personnel responsable pour de telles réponses d'urgence devrait être réalisée.

12.7.12 Audit EMS audit et révision de programme

L'organisation devrait être capable de démontrer qu'un programme d'audit approprié existe pour évaluer la performance de l'EMS, et que la gestion de base agit sur base des résultats de ces audits.

12.7.13 Lettre de certification

Si l'auditeur environnemental conclut que la station de traitement a un EMS adéquat en place, une lettre de certification peut être émise.

12.8 Evaluation environnementale stratégique (EES ou SEA en anglais)

L'évaluation environnementale stratégique incorpore des considérations environnementales dans les réglementations, les plans et les programmes développés par l'administration publique. Il est parfois assimilé à une Etude d'impact environnemental stratégique.

Le concept du EES trouve son origine dans le développement régional / l'aménagement du territoire des pays développés. En 1981, le Département de l'Habitat et du développement Urbain américain publia le Guide d'Evaluation des Impacts à Grande Echelle (Area-wide Impact Assessment Guidebook). En Europe, la convention d'Espoo sur l'Evaluation de l'Impact Environnemental dans un Contexte Inter-frontalier établit les bases à l'introduction de l'EES en 1991.

La directive européenne relative à l'EES (2001/42/EC) requiert que tous les membres de l'Union européenne aient ratifié la directive dans leur propre législation nationale pour le 21 juillet 2004. De nombreux pays de l'Union européenne ont déjà un long passé d'Evaluations Environnementales ; comme le Danemark, les Pays-Bas, la Finlande, les Royaume-Unis, et la Suède. Les pays membres plus récents doivent rapidement mettre en place la directive.

En général, une EES est conduite avant de réaliser l'EIE. Cela signifie que l'information concernant l'impact environnemental d'un plan va découler des prises de décision et sera ensuite employée dans l'EIE. Ceci peut réduire la quantité de travail devant être fait pour chaque EIE.

La directive européenne EES s'applique uniquement aux plans et programmes, pas aux politiques ; cependant les politiques incluses dans des plans ont tendance à être évaluées et une EES peut être appliquées aux politiques si nécessaire.

La structure d'une EES selon la directive EES est basée sur les phases suivantes:

- "Criblage" (screening), identification de la nécessité de réaliser une EES pour le plan ou le programme concerné;
- "Délimitation du cadre de l'étude", défini les limites de l'investigation, de l'évaluation et des analyses requises;
- "Documentation de l'état de l'environnement ", une base sur laquelle on peut baser ses jugements;
- "Détermination des impacts environnementaux non marginaux", habituellement en termes de changement de direction plutôt qu'en chiffres;
- Information et consultation du public;
- "Prise de décision" basée sur l'évaluation; et
- Gestion des effets des plans et programmes après leur mise en place.

La directive européenne inclut également d'autres impacts que sur l'environnement, tels que sur des éléments matériels ou des sites archéologiques. La plupart des pays de l'Europe de l'Ouest ont pris cela en considération en incluant des aspects économiques et sociaux de développement soutenable.

Une EES doit assurer que les plans et programmes prennent en considération les effets environnementaux qu'ils causent. Si ces effets environnementaux font partie intégrante de la prise de décision, il est appelé une évaluation d'impact stratégique.

Pour des systèmes de traitement d'épuration à moindre coût, il est avantageux de considérer une EES pour :

- a) Une stratégie nationale de mise en place de systèmes de traitement d'eau usée à grande échelle ; dans ce cas, l'EES peut aider à estimer à quelle étendue des dispositions spécifiques devraient encourager et favoriser des systèmes à moindre coût par rapport aux systèmes traditionnels et quels seraient les impacts.
- b) Une stratégie proactive de développement de systèmes à moindre coût pour une région, province ou zone plus étendue. Dans un tel cas, l'EES peut aider à documenter les impacts économiques, environnementaux et sociaux positifs et négatifs d'une telle stratégie.

12.9 Références

USEPA, 1999. *Guiding Principles for Constructed Treatment Wetlands: Providing Water Quality and Wildlife Habitat*. Workgroup's Final Draft 6/8/99.

EC, 2001. *Guidance on EIA*. European Commission, June 2001.

NPDES, 2002. *NPDES/SDS Permits: Permitting Process for Surface-water Dischargers*. Minnesota Pollution Control Agency, July 2002.

MPCA, 2002. *Water-quality Permit Requirements for Wastewater Discharges to Ground Surface and Subsurface*. Minnesota Pollution Control Agency, July 2002.

NEUNTEFEL, R., 2005. *Water Supply & Wastewater Treatment: Legal Aspects*. University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Dipl.-Ing. Roman Neunteufel, 2005.

13. ASPECTS INSTITUTIONNELS

Une gestion efficace est la clé permettant d'atteindre le niveau requis de protection de l'environnement et de la santé publique de toute communauté. C'est le facteur le plus important dans tout programme de gestion des eaux usées. Sans une gestion efficace, même les technologies les plus coûteuses et les plus avancées ne peuvent atteindre les objectifs de la communauté. Comme expliqué dans les chapitres précédents, il y a de nombreuses technologies actuellement disponibles pour répondre à de nombreux besoins en terme de traitement des eaux usées. Sans une gestion appropriée, cependant, ces technologies de traitement ne parviendront pas à fonctionner comme prévu et ne protégeront pas bien la santé publique et l'environnement.

La littérature sur les Systèmes de Traitement d'Eaux Usées Individuels (ou Onsite Wastewater Treatment Systems (OWTS)) regorge d'études de cas montrant qu'une gestion adéquate est indispensable pour assurer qu'un tel système de traitement (OWTS) soit mis en place, conçu, installé et fonctionne correctement. Une bonne planification et une bonne gestion sont indissociables. Le processus de prise de décision menant à la sélection d'un système ou d'un éventail de systèmes appropriés pour une communauté doit prendre en compte la capacité de la communauté à gérer la technologie choisie. Les technologies appropriées doivent être accessibles et sûres tant techniquement qu'économiquement (Kreissl and Otis, 1999). Sélectionner des processus et systèmes individuels doit reposer au minimum sur ces trois facteurs. Bien que la gestion d'un OWTS soit bien entendu bien plus compliquée que l'estimation de son caractère accessible et sûr, un criblage initial utilisant ces critères est un élément essentiel pour une bonne planification.

Historiquement, les OWTS n'ont pas toujours été sélectionnés ni installés de manière logique. Les fosses septiques conventionnelles et systèmes de filtration en champs étaient installés sur base de facteurs économiques, de disponibilité de terrains adéquats et de simples dispositions pour la santé simplement destinées à empêcher le public d'être en contact avec des eaux usées non traitées. Il y a avait peu d'analyses pour comprendre la dynamique des OWTS et leurs impacts potentiels sur les eaux souterraines et de surface. C'est seulement récemment que l'on a commencé à comprendre les problèmes potentiels provenant d'un manque de gestion compréhensive des OWTS.

Selon de nombreuses études et rapports, un nombre significatif d'OWTS ne sont pas gérés adéquatement, ce qui se traduit par un traitement inadéquat des polluants (USEPA, 2000). Le manque d'inventaire de tels systèmes dans de nombreuses communautés rend le travail de gestion des systèmes encore plus difficile. En réponse au sentiment que les systèmes décentralisés sont inférieurs, de conception ancienne, moins avancés technologiquement et moins fiables que les systèmes centralisés de traitement des eaux, tant d'un point de vue environnemental que du point de vue de la santé publique, de nombreuses communautés ont construit des systèmes centralisés (systèmes de collecte et stations de traitement des eaux usées). Les systèmes centralisés de collecte et de traitement des eaux usées ne sont cependant pas toujours les plus rentables ni les plus satisfaisants pour l'environnement (e.g. les stations de traitement des eaux usées peuvent rejeter des charges importantes de polluants dans les eaux réceptrices). Leur construction et

leur fonctionnement sont coûteux et ils sont souvent infaisables ou leur coût peut être exorbitant, surtout dans les zones où la population est faible et les habitations dispersées. Beaucoup de communautés manquent de revenus pour financer ces installations et d'expertise pour gérer les opérations de traitement. Les systèmes de traitement centralisés peuvent aussi contribuer à une croissance imprévue et à un développement qui peuvent menacer la qualité des eaux.

Vu le changement des modes de développement et l'apparition d'un développement plus important dans les zones rurales et à la périphérie des zones urbaines, de nombreuses communautés se demandent aujourd'hui si elles doivent investir dans des installations de traitement des eaux usées centralisées ou continuer avec les OWTS. La disponibilité de technologies in situ innovantes et alternatives, et de stratégies de gestion les accompagnant fournit maintenant aux petites communautés une alternative pratique et rentable aux installations de traitement centralisées. Par exemple, les coûts d'acquisition et de gestion d'un OWTS ou d'un ensemble de systèmes individuels peuvent être 22 à 80% inférieurs aux coûts d'acquisition et de gestion d'un système centralisé.

Que la communauté choisisse des systèmes décentralisés plus avancés, des systèmes centralisés, ou une combinaison des deux, un programme de gestion complet est essentiel. Des stratégies de gestion efficaces dépendent d'une évaluation précise de toutes les alternatives techniques et de gestion possibles et d'une sélection appropriée de solutions basées sur les besoins de la communauté, les objectifs de traitement, la capacité économique, et le climat politique et législatif.

La gestion est devenue de plus en plus complexe, vu surtout le besoin de développer une stratégie basée sur des priorités changeantes principalement influencées par de nouvelles activités de développement. Une urbanisation et une sub-urbanisation rapides, la présence d'autres sources pouvant rejeter des nutriments ou pathogènes, la réutilisation des eaux, des réglementations environnementales de plus en plus strictes, et le besoin de gérer au niveau du bassin versant rendent ce travail encore plus difficile. Des objectifs multiples (e.g. atteinte de critères de qualité des eaux, protection des eaux souterraines, traitement des eaux usées efficace et abordable) doivent être atteints pour permettre le maintien économique et écologique des communautés. L'investissement fait par les petites communautés pour des systèmes de collecte et de traitement augmente les taxes et coûts pour les consommateurs – coûts qui pourraient être réduits substantiellement en employant des systèmes de traitement des eaux décentralisés. Du point de vue de la ressource en eau, atteindre ces objectifs signifie que la santé publique, les activités récréatives de contact, la pêche, les ressources en eau potable et la faune doivent être protégées ou restaurées. D'un point de vue plus pratique, atteindre ces objectifs requiert que l'entité de gestion développe et mette en place un programme permettant de répondre à toutes les exigences.

Le contexte changeant des réglementations entraîne des scénarios selon lesquels les exigences de performance liées aux normes de qualité des eaux ou à des limites de contamination maximales pour les eaux souterraines vont déterminer la sélection du système, sa conception et son remplacement. L'analyse des effets cumulatifs et les politiques d'anti-dégradation peuvent déterminer le niveau de technologie et de gestion nécessaire pour atteindre les objectifs de gestion des ressources de la

communauté. Des programmes coordonnés complets de gestion sont nécessaires pour relever ce défi. Ces programmes requièrent des consultations interdisciplinaires parmi les entités de gestion des systèmes individuels, agences de contrôle de la qualité des eaux, aménageurs du territoire, ingénieurs, biologistes, spécialistes en santé publique, et autres, pour s'assurer que ces buts et objectifs sont atteints efficacement avec un minimum de friction ou de contradiction entre les programmes.

Heureusement, il y a des solutions. Des technologies pouvant fournir des taux de réduction de polluants plus importants que dans le passé sont en train d'apparaître. Il y a maintenant de meilleures méthodes de gestion et d'évaluation pour déterminer l'efficacité de ces technologies. La télédétection permet d'aider à gérer et comprendre le fonctionnement des systèmes, et il y a des outils d'inspection plus sophistiqués pour compléter les inspections visuelles.

13.1 Identification des acteurs

Identifier les acteurs directs et indirects, les groupes d'intérêt, leurs aptitudes, et les personnes affectées est essentiel à la faisabilité du projet. Il est aussi essentiel d'identifier leur niveau de connaissance sur l'utilisation et le traitement des eaux usées domestiques pour évaluer leur degré d'acceptation du modèle intégré. Les acteurs incluent tous les groupes d'humains, les organisations et les institutions directement ou indirectement concernées par les actions du projet :

- Organisations impliquées;
- Institutions législatives et exécutives nationales;
- Institutions régionales ou locales;
- Institutions de soutien et de conseil.

L'objectif est d'identifier et caractériser la population et les institutions de la zone d'étude – essentiellement celles directement concernées – et les localiser dans le cadre local, régional et national. Il est donc nécessaire d'utiliser les données suivantes sur les conditions locales et les contextes sociaux, culturels, économiques, organisationnels, d'infrastructure et de services :

- Population totale de la zone concernée par le projet et distribution de la population selon le sexe, l'âge et les caractéristiques ethniques ;
- Mécanismes de dynamique des populations : croissance, taux de fécondité, mortalité, morbidité, espérance de vie à la naissance (considérant les différences d'âge, de sexe et de groupe ethnique) ;
- Caractéristiques des familles : simple, extensive, pourcentage de femmes à la tête du ménage, etc. ;
- Revenus et activités économiques : PIB par habitant par an; Revenu moyen par personne selon le sexe et l'âge ;
- Education: taux d'adultes alphabétisés par genre et par groupe ethnique, taux de scolarisation (école élémentaire, secondaire, universitaire) selon le sexe et les groupes ethniques;
- Caractéristiques des relations et des rôles selon les sexes dans la communauté, équilibre entre les sexes ;

- Activités productives principales et responsabilités de ces acteurs, en fonction de leur localisation dans des zones urbaines ou rurales, leur sexe, et leur âge ;
- Services communautaires de base pour l'eau et l'hygiène ;
- Infrastructures urbaines et rurales de base ;
- Statut nutritionnel de la population ;
- Services de santé de base ;
- Coutumes, traditions, et loi traditionnelle ;
- Formes de participation de la communauté ;
- Formes d'organisation des communautés en général ;
- Présence de compagnies et de partenariats de production et de services ;
- Présence d'institutions d'éducation et de recherche ;
- Partenariats non commerciaux ; et
- Autorités et entités nationales, régionales, et locales.

13.2 Information, éducation et implication du public

L'information, l'éducation et l'implication du public sont les aspects critiques d'un programme de gestion pour s'assurer du soutien du public dans le développement du programme, sa mise en œuvre et son financement. De plus, une bonne compréhension de l'importance du fonctionnement et de l'entretien du système est nécessaire pour assurer un programme efficace. En général, le public voudra savoir:

- Combien cela coûtera-t-il à la communauté et à chaque individu ?
- Les changements entraîneront-ils plus de développement dans mon voisinage ? Si oui, combien ?
- Les changements empêcheront-ils le développement ?
- Les changements vont-ils protéger nos ressources (eaux potables, plages, aviculture) ?
- Comment les gestions alternatives proposées vont-elles répondre aux questions précédentes ?

Un programme d'information et d'éducation publique devrait se focaliser sur trois composantes – audience du programme, information à propos du programme, et moyens d'information du public. Un programme d'information du public efficace rend l'information aussi accessible que possible au public en la présentant dans un format « non-technique ». Le public et les autres parties intéressées doivent être identifiés, contactés, et consultés très tôt dans le processus de prise de décisions majeures ou de proposition de modifications significatives du programme. Cibler l'audience destinée au programme d'éducation et d'information est important pour maximiser la participation du public et assurer une certaine confiance du public envers le programme de gestion. Pour les programmes de gestion d'un OWTS, l'audience d'un programme d'information et d'éducation peut varier et inclure :

- Propriétaires ;
- Fabricants ;
- Installateurs ;
- Opérateurs et contractuels d'entretien ;
- Propriétaires commerciaux ou industriels ;
- Planificateurs d'agences publiques ;
- Inspecteurs ;
- Évaluateurs de site ;
- Public ;
- Étudiants ;
- Groupes de citoyens et associations de voisinage (propriétaires) ;
- Groupes de citoyens comme la Chambre de Commerce locale ; et
- Groupes environnementaux.

Les entités de gestion des systèmes doivent aussi promouvoir et soutenir la formation de groupes de conseil composés de membres de la communauté afin de mettre en place ou d'améliorer l'implication du public dans le programme de gestion. Ces groupes peuvent jouer un rôle crucial dans la représentation des intérêts de la communauté et la promotion du soutien au programme. Un programme typique d'information et d'éducation du public inclut:

- Promotion de la conservation des eaux ;
- Prévention des rejets de déchets domestiques et commerciaux ou industriels dangereux ;
- Bénéfices du programme de gestion in situ.

Les programmes d'information et d'éducation publique utilisent une gamme de moyens médiatiques pour disséminer l'information, incluant:

EDUCATION PUBLIQUE

La participation du public et son soutien dans la planification, la conception, la construction, le fonctionnement et l'entretien sont essentiels pour l'acceptation et le succès d'un programme de gestion des eaux usées. L'organisation de rencontres publiques impliquant des officiels locaux et nationaux, propriétaires et autres parties intéressées est un moyen efficace de gagner leur soutien au programme. Ces rencontres publiques devraient discuter des problèmes des systèmes de traitement des eaux usées et couvrir des thèmes tels que les buts, coûts, financement, inspection et maintenance du programme. De telles rencontres permettent d'identifier les inquiétudes et les priorités du public qui pourront dès lors être considérées dans la planification. La participation du public est aussi importante pour définir la structure du programme de gestion et de conformité, délimiter le programme et évaluer les options, leurs exigences et impacts relatifs et leurs coûts.

INFORMATION du PUBLIC

Eduquer les propriétaires sur les opérations et la maintenance appropriées pour leurs systèmes de traitement est une activité essentielle du programme. Dans la plupart des cas, les propriétaires de systèmes ou de maisons sont responsables d'une partie du fonctionnement et de l'entretien ou de s'assurer que des fonctionnements et entretien corrects sont fournis par des sociétés contractuelles.

Le propriétaire du système aide aussi à surveiller les performances du système. Un soutien plus important du public et une certaine efficacité du programme peuvent être obtenus en informant le public de l'importance de la gestion des systèmes de traitement des eaux pour protéger la santé publique, les eaux de surface, les ressources en eaux souterraines et la valeur des propriétés. Les propriétaires de systèmes in situ sont souvent non-informés des fonctions de leurs systèmes et de la contamination potentielle des eaux de surfaces et souterraines par des systèmes fonctionnant mal. Des enquêtes montrent que beaucoup de personnes pompent leur fosse septique seulement lorsque la fosse rejette dans leur maison ou leur jardin. Des propriétaires responsables qui ont été formés à une bonne gestion des eaux usées et aux méthodes de maintenance et comprenant les conséquences d'un dysfonctionnement du système font plus facilement un effort pour s'assurer que leur système répond aux exigences de fonctionnement et de maintenance. Des matériaux éducatifs pour les individuels et des cours de formation pour les concepteurs, évaluateurs de site, installateurs, inspecteurs, et personnel de maintenance peuvent aider à réduire les incidents causés par des systèmes individuels en réduisant le nombre de systèmes défectueux, ce qui peut réduire, voire éliminer les coûts futurs pour le propriétaire du système et le programme de gestion..

- Journaux locaux ;
- Radio et télévision ;
- Discours et présentations ;
- Expositions et démonstrations ;
- Conférences et ateliers de travail ;
- Rencontres publiques ;
- Programmes scolaires ;
- Lettres d'information locales et communautaires ;
- Rapports ; et
- Courriers directs, e.g. bulletins accompagnant les factures eau, etc.

Ce processus de participation et de consultation des différents acteurs renforce l'acceptation future du projet. Pour cela, sa conception devra tenir compte des secteurs et groupes concernés. Il est conseillé d'utiliser des techniques comme des:

- Enquêtes ;
- Entretiens individuels semi-structurés ;
- Ateliers de planification participative ;
- Consultation de groupes focaux ;
- Méthode SWOT.

13.3 Caractérisation des acteurs

L'information collectée précédemment va permettre de connaître les besoins des acteurs, leurs intérêts, et leurs relations pour définir les mécanismes de gestion pour le système intégré proposé. Il est donc essentiel de savoir à l'avance la perception du projet par les acteurs. Il est fortement recommandé de socialiser le projet avant de mettre en œuvre les études techniques et économiques.

13.3.1 Connaissance des acteurs sur le traitement des eaux usées et leur utilisation

Pour proposer des actions de formation permettant aux gens et institutions de gérer adéquatement les procédés, il faut connaître le niveau de connaissance des différents acteurs sur le traitement des eaux usées et leur utilisation. Il est donc nécessaire de faire des enquêtes auprès des:

- Communautés ;
- Leaders ;
- Autorités ;
- Hommes d'affaire ; et
- Professeurs.

Les acteurs du projet sont supposés connaître les points essentiels suivants :

- Caractéristiques des eaux usées domestiques et types de traitement ;
- Traitement pour une utilisation réfléchie et productive des eaux usées ;
- Gestion des eaux usées pour l'agriculture, selon le type de culture ;
- Gestion des eaux usées pour d'autres modes de production ;
- Considération pour gérer l'environnement et les ressources naturelles ;
- Techniques agricoles pour l'utilisation des eaux usées ; et
- Connections entre traitement et utilisation.

Vu que les besoins en formation peuvent varier selon le type d'acteur, il est nécessaire de mener des enquêtes différenciées pour connaître leur niveau de connaissance afin de définir les futurs besoins de dissémination, formation, et assistance technique. Après avoir identifié les besoins, un plan de formation doit être établi et exécuté tout au long du projet.

13.3.2 Niveau d'acceptation par les acteurs du modèle intégré

La perception des acteurs de ce qu'est un système intégré de traitement des eaux usées et d'utilisation productive peut varier d'un individu à un autre. La perception relative aux risques potentiels peut mener à l'acceptation, l'indifférence, ou le rejet du projet. Pour obtenir un bon niveau d'acceptation, il est essentiel que les acteurs connaissent les risques potentiels et les bénéfices de la mise en œuvre de la proposition. Une information claire, montrant tous les éléments de la situation, transforme la perception en volonté et volonté d'acceptation. Il est important de connaître les aspects suivants :

- La perception du système intégré par les acteurs (comment ils le comprennent, ce qu'ils pensent, quelles attitudes ils ont vis à vis du concept intégré, etc.) ;
- Leur volonté de faire partie de l'expérience (s'ils veulent participer, refusent le sujet, ou montrent de l'indifférence) ; et
- Leur niveau d'acceptation (s'ils acceptent leur intégration dans la proposition, proposent des alternatives, etc.).

13.3.3 Besoins des acteurs, intérêts, et relations

Déterminer les besoins des acteurs, leurs intérêts et leurs relations est essentiel pour introduire la proposition dans leurs agendas. Les acteurs devraient être classés et organisés en groupes, incluant toutes les communautés dont les besoins et intérêts sont des éléments importants du projet. Cette classification est la base de la réalisation d'une « carte d'acteurs » dans laquelle les principaux groupes et entités impliqués sont définis, ainsi que leurs besoins, intérêts et relations avec les autres acteurs. Cette carte devrait montrer les alliances existantes et prévisibles entre eux, ainsi que les conflits actuels et potentiels.

Cette carte d'acteurs devrait inclure :

- Caractérisation : membres, responsabilités, étendue de leurs fonctions, type d'organisation ;
- Besoins : situation économique et sociale, problèmes essentiels et exigences ;
- Intérêts : attentes de développement, tendances et buts, influence sociale ;
- Relations : efforts conjoints avec d'autres groupes, coordination des actions, approche participative, ouverture et flexibilité ;
- Alliances : accords signés, liens avec d'autres groupes, et buts communs et accords avec des tierces parties ; et
- Conflits : intérêts différents, demandes insatisfaites, expériences négatives, rôles dupliqués.

Préparer cette carte va clarifier la situation intersectorielle et inter-institutionnelle de la proposition et va fournir les éléments clés pour définir les stratégies de renforcement des alliances, minimiser les conflits et renforcer les synergies entre les groupes.

13.4 Sélection d'entités de gestion du système intégré

13.4.1 Types d'entités de gestion

Développer, mettre en œuvre et soutenir un programme de gestion requièrent une certaine connaissance des contextes politique, économique et culturel des communautés, structure institutionnelle actuelle, et technologies disponibles. Il est aussi requis d'avoir des buts environnementaux et relatifs à la santé publique clairement définis ainsi qu'un financement adéquat. Un programme de gestion doit être basé sur la capacité administrative, réglementaire et opérationnelle de l'entité de gestion et sur les buts de la communauté. Dans de nombreuses localités, des partenariats avec d'autres entités dans la zone gérée (division, comté, région, état, terres ancestrales) sont nécessaires pour augmenter la capacité du programme de gestion et s'assurer que les systèmes de traitement ne nuisent pas à la santé publique ni aux ressources en eau. Les principaux types d'entités de gestion sont :

- Agences fédérales, d'état ou ethniques ;
- Agences gouvernementales locales ;
- Districts particuliers et services publics ; et
- Entités de gestion privatisées.

Les sous-sections suivantes décrivent les différents types d'entités de gestion.

Agences fédérales, d'états, ethniques et locaux

Les gouvernements fédéraux, d'états, ethniques et locaux ont différents degrés d'autorité et d'implication dans le développement et la mise en œuvre de programmes de gestion des eaux usées. Beaucoup de ces entités fournissent une assistance technique et financière (voir Tableau 13-1 :).

TABLEAU 13-1 : RESPONSABILITES ET CAPACITES DE FINANCEMENT DE DIFFERENTES AGENCES DE GESTION DES EAUX USEES

	Agence de l'Etat	Comté	Municipalité	District spécial	District d'amélioration	Autorité	Société publique sans but lucratif	Société privée sans but lucratif	Société privée avec but lucratif
Responsabilités	Application des lois et des réglementations	Application des codes du comté, ordonnances du comté	Application des ordonnances municipales ; peut renforcer les codes de l'Etat ou du comté	Puissance définie; peut inclure l'application du code	Les statuts définissent l'étendue de l'autorité	Responsabilités précisées dans les statuts	Rôle précisé dans les statuts (e.g. association de propriétaires)	Rôle précisé dans les statuts (e.g. association de propriétaires)	Rôle précisé dans les statuts
Capacités financières	Généralement financées par des allocations et des dons	Pouvoir de lever des taxes et tarifs, évaluer des biens, emprunter, obtenir des fonds généraux	Pouvoir de lever des taxes et tarifs, évaluer des biens, emprunter, obtenir des fonds généraux	Pouvoir de lever des taxes et tarifs, évaluer des biens, et emprunter	Pouvoir de lever des taxes d'utilisation et autres taxes, évaluer des biens, et vendre des bons d'emprunt	Pouvoir de vendre des bons et de lever des taxes d'utilisation et autres taxes	Pouvoir de lever des taxes, vendre des actions, emprunter et accepter des dons	Pouvoir de lever des taxes d'utilisation, et accepter des dons	Pouvoir de lever des taxes, vendre des actions, emprunter et accepter des dons
Avantages	Niveau élevé d'autorité et d'application des codes ; programmes peuvent être standardisés ; économies d'échelle	Niveau élevé d'autorité et d'application des codes ; programmes peuvent être adaptés aux conditions locales	Niveau élevé d'autorité et d'application des codes ; programmes peuvent être adaptés aux conditions locales	Flexible; rend les services équitables (seulement ceux qui sont servis paient) ; approche simple et indépendante	Peut étendre les services publics sans dépenses majeures; ceux qui reçoivent les services généralement en faveur	Peut fournir des services lorsque le gouvernement en est incapable; autonome, flexible	Peut fournir des services lorsque le gouvernement en est incapable; autonome, flexible	Peut fournir des services lorsque le gouvernement en est incapable; autonome, flexible	Peut fournir des services lorsque le gouvernement en est incapable; autonome, flexible

Désavantages	Parfois trop distant; insensibles aux besoins et problèmes locaux ; laisse souvent l'application aux autorités locales	Ne veut parfois pas fournir de service; des limites de débit peuvent être restrictifs	Peut manquer de ressources administratives , financières ou autres; application peut être faible	Peut promouvoir la prolifération du gouvernement local, duplication/ Fragmentation des services publics	Contribue à la fragmentation des services du gouvernement; peut résulter en des délais administratifs	Aptitude au financement limités aux bonds ; le gouvernement local doit couvrir la dette	Les gouvernements locaux peuvent être réticents à l'application de ce concept	Les services peuvent être de faible qualité ou peuvent être terminés	Pas de pouvoir contraignant ; la compagnie peut ne pas être viable fiscalement; non éligible pour des dons ou prêts importants
---------------------	--	---	--	---	---	---	---	--	--

Les Etats et tribus peuvent gérer leurs systèmes par des agences différentes. Généralement, une agence pour la santé publique de l'Etat ou de la tribu est responsable de la gestion des systèmes de traitement. La réglementation est parfois centralisée dans un bureau du gouvernement d'un état ou d'une tribu et est administrée par un bureau local ou régional de l'Etat. Les responsabilités de gestion sont généralement déléguées au niveau municipal ou du Comté. Là où de telles délégations apparaissent, l'Etat peut exercer différents degrés de supervision du programme local.

Le contrôle et la délégation de l'autorité au niveau de l'Etat sont importants pour établir les exigences techniques, de gestion et de performance des programmes locaux. Dans les Etats où les gouvernements locaux sont responsables de la gestion des systèmes, l'autorité de l'Etat donne souvent aux programmes locaux la flexibilité de mettre en place des exigences répondant aux conditions locales et structures de gestion tant que le programme protège au moins autant que les codes de l'Etat. L'uniformité de l'Etat peut être favorisée par la mise en place de :

- Exigences administratives, de gestion et technologiques ;
- Conditions de performance pour protéger les ressources naturelles et la santé publique ;
- Exigences relatives au monitoring et aux tests de labo ;
- Formation et éducation des fournisseurs de services ;
- Soutien technique, financier, et administratif ;
- Revues et évaluations périodiques du programme ; et
- Mise en application des réglementations applicables.

De nombreux Etats mettent en place un minimum d'exigences pour la conception et la mise en place des systèmes et sont activement impliqués dans la détermination des technologies appropriées. Les Etats peuvent aussi déléguer une partie ou toute leur autorité aux gouvernements locaux. Si les Etats conservent la responsabilité pour les volets administratifs et techniques de la gestion du programme, le premier rôle des gouvernements locaux est de mettre en œuvre les exigences de l'Etat.

Agences gouvernementales locales

Dans de nombreux Etats, les gouvernements locaux sont responsables de la gestion du programme « eaux usées ». Une variété d'agences municipales, de Comtés ou de districts gèrent ces programmes locaux de gestion. La dimension, les objectifs et l'autorité des unités gouvernementales du Comté, de la municipalité, de la ville ou du village varient en fonction des statuts et des lois de chaque Etat. Selon la taille de la juridiction et des ressources disponibles, un programme de gestion des eaux usées peut être géré par une agence environnementale ou de santé publique, ayant des employés bien formés, ou par un groupement de leaders locaux. Dans certains Etats, la législature a délégué une partie ou toutes ses responsabilités de gestion des systèmes aux gouvernements locaux.

Les gouvernements de Comtés peuvent être responsables d'une variété d'activités de gestion des systèmes individuels. Un Comté peut assumer les

responsabilités pour des activités spécifiques comme la réglementation sur les OWTS dans sa juridiction, ou il peut compléter et soutenir les programmes de gestion des eaux usées existants au niveau de l'Etat, de la ville, ou du village avec une assistance technique, administrative ou financière. Les Comtés peuvent fournir ces services avec leurs mécanismes opérationnels normaux (e.g. une agence ou un département du Comté), ou ils peuvent mettre en place un district spécial pour fournir les services désignés à une unité de service désignée. Les responsabilités d'une agence de Comté peuvent inclure :

- L'adoption des exigences minimales de l'Etat ou le développement d'exigences plus drastiques ;
- Planification, délimitation des zones, et supervision globale des développements proposés ;
- Révision de la conception du système, des plans et du fonctionnement des installations ;
- Permission des systèmes et supervision de la construction ;
- Inspection, monitoring, et application ; et
- Rapports pour le public et les officiels élus.

Les gouvernements des municipalités, des villes ou villages peuvent être responsables de la planification, de l'autorisation et de l'opération des installations d'eaux usées et de la mise en application des réglementations applicables. Les rôles et responsabilités précis des gouvernements locaux dépendent des préférences, aptitudes et circonstances de chaque juridiction. Vu la variabilité à l'intérieur même de l'Etat instaurant les structures organisationnelles et la législation, la capacité administrative, la juridiction et l'autorité des entités locales pour gérer les systèmes d'eaux usées varient considérablement.

Districts particuliers et institutions publiques

Des districts à objectif particulier et des institutions publiques peuvent fournir des services publics que les gouvernements locaux ne fournissent pas ou ne peuvent fournir. Un district à objectif particulier ou une institution publique est une entité quasi-gouvernementale fournissant des services spécifiques ou menant des activités spécifiées par la législation. Les districts spéciaux (e.g. districts « hygiène ») fournissent des services simples ou multiples comme la gestion des plannings et le développement d'activités, la conduite de programmes de développement économique, l'amélioration des conditions locales et la gestion technique des installations d'eau potable et de traitement d'eaux usées. Le territoire servi par ces institutions varie et peut inclure une seule communauté, une partie de la communauté, un groupe de communautés, une partie de plusieurs communautés, un comté entier ou une région. La législation d'Etat définit généralement l'autorité, la structure, et la portée opérationnelle du district, incluant les zones de service, fonction, structure organisationnelle, autorité financière, et critères de performance.

Les districts à objectif particulier et les institutions publiques ont généralement une autorité financière suffisante pour pouvoir faire la demande ou accéder à des fonds, imposer des tarifs; collecter des taxes, imposer des cotisations

spéciales sur des propriétés et émettre des bonds sur le revenu ou des valeurs spécifiques. Certains districts à objectif particulier ont la même autorité financière que les municipalités, incluant l'autorité de prélever des impôts et de s'endetter. Ces districts sont généralement des entités légales pouvant signer des contrats, assigner en justice ou être assignées. Il peut y avoir des situations dans lesquelles une autorité suprême est nécessaire pour planifier et mettre en œuvre des programmes individuels. Les districts à objectif particulier et les institutions publiques doivent collaborer avec les autorités de l'Etat ou locales quand la planification ou la mise en œuvre du programme demandera l'exercice de cette autorité.

Les districts spéciaux et les institutions publiques peuvent être une option efficace pour gérer les systèmes de traitement des eaux usées. Les modèles des districts spéciaux et des institutions publiques ont été adoptés successivement dans de nombreux Etats. Un bon exemple est la création de districts « eaux » et « hygiène », autorisés à gérer et étendre les conduites d'eau potable et le service des égouts dans des zones proches de stations de traitement centralisé. Le développement de fonctions de gestion sous l'autorité de districts « hygiène » existants soutient la planification, installation, opération, maintenance, inspection, mise en application et financement de ces programmes. Les institutions traditionnelles de gestion (e.g. départements santé) peuvent mettre en place un partenariat avec les districts « hygiène » ou autres districts spéciaux pour construire un programme bien intégré. Par exemple, un département santé peut maintenir son autorité pour approuver la conception et le dimensionnement d'un système et émettre des permis alors que le district hygiène peut assister la planification régionale et conduire l'inspection, la maintenance, et les activités de remédiation/réparation.

Les districts de gestion des systèmes individuels ou les institutions publiques, totalement ou partiellement responsables de la surveillance des systèmes, peuvent aider à s'assurer que les systèmes de traitement sont appropriés pour le site et sont correctement prévus, dimensionnés, installés et maintenus. Les objectifs typiques pour le district ou le service de gestion sont de :

- Fournir un service de collecte ou de traitement des eaux usées approprié pour chaque résidence ou entreprise ;
- Intégrer la gestion des eaux usées à l'utilisation des terres et aux politiques de développement ; et
- Gérer le programme de traitement des eaux usées à un coût raisonnable et équitable pour les utilisateurs.

Les districts de gestion et les institutions publiques sont généralement autorisés à générer des fonds à partir de nombreuses ressources pour des activités de routine comme le fonctionnement et la maintenance, les inspections, les mises à niveau, le monitoring et pour les développements futurs. Les sources de financement peuvent inclure les honoraires des permis initiaux et renouvelables, les revenus des services mensuels, les cotisations des propriétés et les honoraires spéciaux. Les districts de gestion des systèmes de traitement individuels qui sont gérés par ou sont attachés aux districts de fourniture en eau potable peuvent coordonner le coût de la collecte avec les factures mensuelles

d'eau potable d'une manière similaire à celle employée par les stations de traitement des eaux usées centralisées. Bien que certains propriétaires soient dans un premier temps réticents aux taxes nécessaires pour payer les services de gestion des eaux usées, fournir de l'information sur l'efficacité, les économies, et les autres bénéfices d'une gestion coopérative (e.g, soutien financier pour la réparation du système, mise à niveau, ou remplacement et pompage et entretien sans frais) peuvent aider à bâtir un certain soutien pour des programmes complets. Un tel soutien est particulièrement nécessaire si un référendum est requis pour créer l'entité de gestion. Lors de la création d'un nouveau district, l'information du public et l'implication des acteurs concernés devraient reprendre au moins les points suivants :

- Frontières proposées pour le district de gestion ;
- Protection de la santé publique et des ressources naturelles ;
- Problèmes rencontrés avec le système de gestion actuel ;
- Exigences de performance pour les systèmes de traitement ;
- Technologies individuelles appropriées pour les conditions spécifiques au site ;
- Exigences de fonctionnement et de maintenance pour les types de systèmes spécifiques ;
- Capacité de traitement des eaux usées et des eaux septiques de l'installation de traitement ;
- Estimation des coûts pour les différentes composantes du programme de gestion ;
- Comparaison des coûts du programme et de la gestion d'un système centralisé ;
- Partenaires potentiels de programme et inventaire des ressources disponibles ;
- Sources de financement proposées ;
- Stratégies de conformité et de mise en application ; et
- Actions légales, réglementaires, administratives et de gestion pour créer, développer ou établir une entité de gestion.

Un autre type de district spécial est l'autorité publique. Une autorité publique est une corporation établie selon la législation de l'Etat et ayant le droit de posséder, financer, construire et gérer des installations publiques produisant des revenus. Une autorité publique peut être utilisée de nombreuses manières pour construire, financer et faire fonctionner des installations publiques.

Certains codes d'Etat limitent ou interdisent la gestion des systèmes individuels aux groupes de districts spéciaux. Dans d'autres cas, les employés du programme n'ont pas d'autorité légale claire leur permettant de pénétrer sur une propriété privée pour inspecter ou corriger des problèmes. Ces limitations peuvent être adressées par une législation spéciale autorisant la création d'entités avec des responsabilités explicites de gestion de systèmes individuels. Des changements de loi et réglementations peuvent fournir aux districts spéciaux l'autorité nécessaire pour gérer les systèmes individuels et mener des inspections et activités d'entretien et réhabilitation.

Entités de gestion privées

Des entités de gestion du secteur privé sont une autre option pour gérer correctement les systèmes de traitement des eaux usées. Ces entités sont souvent responsables des conception, installation, fonctionnement et entretien des systèmes. Dans certains cas, ces sociétés privées servent aussi d'entité unique de gestion; par exemple, une société peut gérer un programme pour une subdivision résidentielle dans le cadre d'un partenariat public-privé. Il y a plusieurs options pour des partenariats public/privé.

Des programmes de gestion peuvent signer des contrats avec des firmes privées pour réaliser des tâches clairement définies pour lesquelles des protocoles existent, comme l'évaluation du site, l'installation, le monitoring/inspection, ou l'entretien. Un exemple d'un tel arrangement serait de signer un contrat avec un fournisseur agréé/certifié, comme un vidangeur reconnu qui serait responsable d'inspecter, d'entretenir et de conserver des données du système. Un autre exemple serait le cas où des systèmes de traitement dans des subdivisions résidentielles sont servis par une entité privée et fonctionnent sous la supervision contractuelle de l'association de la subdivision ou du voisinage.

Des corporations privées à but lucratif ou sociétés de service qui gèrent les systèmes individuels sont souvent encadrées par la commission d'utilité publique de l'état pour assurer un service continu et acceptable à des prix raisonnables. Des accords de service sont généralement requis pour assurer que ces organisations privées seront financièrement fiables, fourniront un service adéquat et seront responsables envers leurs clients. En fournissant des services de gestion des systèmes, ces entités peuvent jouer un rôle clé en soulageant de certaines tâches administratives et financières les gouvernements locaux. A l'avenir, il est probable que des sociétés privées construiront, posséderont, et géreront des systèmes de traitement et seront sujettes uniquement à une surveillance administrative de la part de l'entité de gestion.

La privatisation est du ressort des autorités locales. Chaque communauté doit évaluer sa situation individuelle et prendre une décision basée sur les moyens les plus efficaces pour se conformer aux règlements et améliorer l'environnement (eau) et pour répondre aux besoins de ses consommateurs exprimés par leurs représentants élus.

Autorités de régulation et entités de gestion responsables

La plupart des entités de régulation (e.g, départements de santé publique et autorités de la qualité des eaux) manquent de financements adéquats, de personnel, et d'expertise technique pour développer et mettre en œuvre des programmes de gestion complets. Du fait de ce manque de ressources et de personnel bien formé, des gestionnaires de programme, à travers le pays, considèrent ou mettent en œuvre des structures de gestion alternatives qui délèguent la responsabilité d'éléments spécifiques du programme de gestion à d'autres entités. Hoover et Beardsley (2000) recommandent que les entités de gestion créent des alliances avec des organisations publiques et privées pour

GUIDES POUR UNE GESTION PRIVEE OU FONCTIONNEMENT D'UN SYSTEME DE TRAITEMENT DES EAUX USEES

1. **Planification rigoureuse de la fourniture de services et passage en revue des arrangements contractuels** : les spécifications pour la fourniture de services doivent tenir compte de toute la gamme de services souhaités et présenter clairement les différences entre les exigences des services actuels et futurs. Elles doivent aussi inclure des dispositions permettant aux clients de bénéficier de la concurrence lorsque le besoin survient de modifier le contrat en raison de changements non prévus de la demande du client, de changements légaux ou d'autres circonstances incontrôlables. Les procédures contractuelles et de fourniture de services doivent tenter de mettre en évidence les risques et responsabilités selon l'importance des parties impliquées. Les contrats et les pratiques comptables des opérateurs ou des propriétaires privés éventuels doivent être complets, clairs et directs. Tous les contrats doivent subir une procédure de vérification locale rigoureuse. Le coût des besoins en fourniture de services, administratifs et de monitoring doit être inclus dans le coût de l'alternative privée.
2. **Concurrence ouverte et loyale** : des agences eaux usées recouvrant tous leurs coûts, qu'elles soient privées ou publiques, devraient pouvoir concurrencer des compagnies privées pour des contrats de service de traitement d'eaux usées. La justice doit être un objectif prédominant et il est important de reconnaître que chaque concurrent a ses propres forces et faiblesses et qu'une procédure juste est une procédure qui est honnête et transparente. Reconnaisant que les acheteurs de services ont le droit de décider ce qu'ils veulent acheter et comment ils vont payer, des critères de sélection doivent être clairement définis au préalable et appliqués de manière consistante dès que le processus d'achat de services est lancé.
3. **Considération de la main d'œuvre actuelle** : les processus concurrentiels peuvent se traduire par une diminution de la main d'œuvre. Si une équipe publique ou un contractant privé est choisi, le destin de la main d'œuvre actuelle doit être prudemment considéré et présenté dans les règles qui gouvernent le processus concurrentiel. Un effort doit être fait pour réduire par des départs à la retraite, le transfert dans d'autres divisions municipales, des arrangements rémunérés, des retraites anticipées volontaires, ou l'utilisation de primes de départ avec des services d'aide pour retrouver un emploi. Il faut considérer le coût total de l'arrangement pendant l'évaluation des options de service.
4. **Tarifs stables** : les tarifs devraient rester à des niveaux raisonnables, surtout pour les citoyens économiquement désavantagés. Les économies provenant de la concurrence doivent être réinvesties dans de nouvelles initiatives productives, l'entretien et l'amélioration des infrastructures, ou être données aux consommateurs sous forme de tarif réduit.
5. **Conformité légale de base** : les installations gérées par les secteurs public et privé doivent être conformes ou surpasser toutes les lois et réglementations applicables.
6. **Protection du capital** : tout contrat de service pour toute installation de traitement des eaux usées doit exiger que les opérateurs restent conformes aux techniques et maintiennent les installations selon les normes considérées comme acceptables dans l'industrie.
7. **Normes de performance, incitations et non-incitations** : des normes de performances claires, complètes et détaillées avec incitations sont toujours utiles pour améliorer les performances. Elles sont essentielles dans un processus concurrentiel juste et crédible.

établir des objectifs de qualité environnementale, évaluer les performances de systèmes de traitement et promouvoir des activités qui assurent que les programmes de gestion des systèmes répondent aux exigences de performance.

English et Yeager (2001) ont proposé la formation d'entités de gestion responsables (RMEs) pour s'assurer de la performance des systèmes de traitement des eaux usées individuels et autres systèmes décentralisés

(groupés). Les RMEs sont des entités légales qui ont les capacités techniques, de gestion et administratives pour gérer, faire fonctionner et entretenir d'une manière centralisée, viable, à long terme, et rentable tous les systèmes inclus dans la juridiction de la RME. La viabilité est la capacité de la RME à protéger la santé publique et l'environnement effectivement et efficacement avec des programmes ciblant la performance des systèmes plutôt que le suivi de guides (English and Yeager, 2001). Les RMEs peuvent fonctionner comme des programmes de gestion complètement développés au sein de programmes actuels de supervision (e.g., départements de la santé, districts hygiène) dans des Etats qui ont des réglementations basées sur les performances ; ils sont généralement définis comme des entités de gestion complètes qui ont les capacités technique, financière et de gestion pour s'assurer que les applications de systèmes de traitement proposées vont bien atteindre des exigences de performance clairement définies. L'information sur les performances technologiques du système peut être classée continuellement, ce qui donnera plus de poids aux études de confirmation, aux évaluations d'autres collègues, et aux analyses d'applications sur le terrain réalisées par des tiers. Avec cette approche, les affirmations de vendeurs non vérifiées sur les performances et les résultats d'études limitées sur le terrain reçoivent moins de considération dans les évaluations des technologies de traitement proposées réalisées par les entités de gestion (Hoover et Beardsley, 2001).

Les responsabilités de gestion peuvent être assignées à une entité désignée par l'Etat ou le gouvernement local pour gérer une partie ou tous les éléments des programmes de gestion des systèmes de traitement des eaux usées individuels. L'assignation des responsabilités de gestion à une RME complète ou à une entité de gestion moins complète (ME) apparaît comme une solution pratique au dilemme se posant pour obtenir des financements et personnel adéquats pour réaliser des activités critiques de gestion. L'utilisation d'une RME, cependant, rend le développement et la mise en place d'un programme de gestion plus complexe. Une planification et une coordination plus importantes sont nécessaires pour établir un programme de gestion efficace. Une RME peut réaliser toutes les activités d'un programme de gestion décrites ci-dessous ; certaines peuvent être exécutées par une entité de gestion avec une plus petite gamme d'aptitudes. Dans des juridictions où les responsabilités du programme de gestion sont déléguées à une RME, l'autorité réglementaire (RA ; e.g, département local de la santé) doit superviser la RME pour s'assurer que le programme atteint les objectifs « santé publique » et « environnement » de la communauté. Selon les codes locaux ou de l'Etat, un accord formel ou autre arrangement entre la RME et la RA peut être requis pour que la RME exécute certains éléments du programme, comme la délivrance de permis.

L'implication d'une ME pour réaliser certaines tâches du programme de gestion ou d'une RME pour réaliser une gamme complète de tâches de gestion doit être adaptée à chaque situation locale. Considérant la nature évolutive des programmes de gestion des eaux usées, dans certains cas, les activités peuvent être réalisées par une RME, comme un fournisseur de système ou de service privé. Dans d'autres cas, ces responsabilités peuvent être réparties parmi plusieurs Etats ou agences gouvernementales locales, comme le département

de santé publique local, le bureau régional de planification et l'agence de la qualité de l'eau de l'Etat.

Lorsqu'une ME moins complète réalise une partie de ces activités, la RA conserve généralement la responsabilité de gestion de certaines ou de toutes les activités suivantes :

- Définition des responsabilités de gestion pour la RA et la ME ;
- Supervision de la ME ;
- Délivrance de permis ;
- Inspection de systèmes individuels ;
- Réponse aux plaintes ;
- Actions de mise en application et de conformité ;
- Monitoring de la qualité des eaux réceptrices (surface et souterraines) ;
- Réglementation sur le transfert et la gestion des eaux septiques ;
- Programmes d'autorisation et de certification ;
- Conservation des enregistrements et gestion des bases de données ; et
- Coordination des activités de planification locale et régionale.

La RA délègue cependant souvent à la ME la responsabilité de mettre en œuvre certaines des activités ci-dessus. Les activités déléguées à la ME dépendent de la capacité de la ME à réaliser certaines activités spécifiques, de problèmes de santé publique et environnementaux particuliers devant être pris en charge par la ME et de l'autorité légale de la RA pour déléguer certaines de ces activités. Par exemple, si la ME a le droit de posséder et de faire fonctionner des systèmes de traitement dans la zone, la ME est généralement responsable de tous les aspects de gestion des systèmes individuels, incluant la mise en place de tarifs, le dimensionnement et l'installation des systèmes, la réalisation d'inspections et le monitoring de ces systèmes pour s'assurer de la réalisation des objectifs de performance de la RA. Otis, McCarthy, et Crosby (2001) ont présenté un cadre approprié pour gérer les performances qui illustre les concepts ci-dessus.

Le système intégré demande aussi une gestion intégrée. Sélectionner un modèle et des mécanismes pour chaque cas doit tenir compte de la mise en œuvre et de la pérennité de la proposition. A cette fin, le modèle de gestion doit inclure :

- Une entité dirigeante pour promouvoir le système avec des outils de participation et de coordination ;
- Une zone de gestion pour la composante « traitement des eaux usées » ;
- Une zone de gestion pour la composante « utilisation productive des eaux usées » ;
- Mécanismes pour articuler, coordonner, réguler, planifier et faire converger les composantes ci-dessus ;
- Mécanismes pour incorporer les composantes générales de gestion : les rôles des autorités et les entités de recherche et de coopération ;
- Une stratégie de gestion globale pour le système intégré ;
- Un plan opérationnel et un calendrier pour la stratégie ;
- Un plan de monitoring, suivi et évaluation ; et

- Une stratégie pour inclure les changements dans le plan opérationnel selon les résultats de l'évaluation.

Il est important de mettre en évidence les éléments clé du modèle de gestion et ses mécanismes et stratégies pour analyser les facteurs techniques, environnementaux, économiques et sociaux du projet. La carte des acteurs, par exemple, est essentielle pour développer une stratégie basée sur la connaissance des interactions, des alliances et des conflits potentiels entre les acteurs.

Sélectionner un système de gestion est tout aussi important que le choix de technologies appropriées pour répondre aux besoins de la communauté en gestion des eaux usées. La fiabilité de l'entité de gestion peut en dernier recours déterminer la gamme d'options de traitement et de stockage des eaux usées qu'une communauté peut effectivement utiliser.

13.4.2 Organisations appropriées de gestion des eaux usées

La gestion publique et privée des installations de traitement des eaux usées doit préserver l'environnement et tenter d'améliorer la qualité des eaux grâce à une gestion efficace, rentable et responsable des installations ; l'utilisation d'une technologie avancée et viable ; une planification continue ; et un remplacement opportun de l'infrastructure. La décision de privatiser les services ou de vendre des biens environnementaux critiques est une considération locale, et la décision demande un examen poussé des circonstances locales. Les représentants du gouvernement, gestionnaires d'installations, opérateurs, et analystes financiers doivent employer tous les outils financiers et de planification appropriés pour évaluer prudemment les besoins capitaux actuels et futurs et les objectifs environnementaux.

Choisir une organisation de gestion dépend finalement des préférences et des besoins locaux. Le type d'entité de management requis dépend des besoins de maintenance du système. Le système de gestion le plus simple à établir peut ne pas être celui qui servira le mieux les objectifs attendus. Une recherche prudente et une discussion adéquate avec le public sont essentielles pour choisir l'unité de gestion la plus appropriée. Des conseils techniques, financiers et légaux doivent être obtenus très tôt dans la procédure afin d'évaluer au mieux les options.

CAPACITES DES ENTITES DE MANAGEMENT

- *Fournir une politique et une gestion continue ;*
- *Prélever des tarifs pour service rendu ;*
- *Contraindre les utilisateurs du service à répondre aux exigences du plan de gestion (inspection par exemple) ;*
- *Maintenir une responsabilité financière adéquate ;*
- *Répartition des responsabilités (certaines entités de management concentrent toute la responsabilité en une seule organisation, tandis que d'autres la distribuent parmi les organisations); et*
- *Engagement et conservation d'employés qualifiés.*

Comme expliqué dans la section 13.2, l'éducation du public et sa participation dans la prise de décisions sont des éléments vitaux à tout programme de gestion des eaux usées. Le public a un intérêt et un rôle important à jouer dans la

gestion des eaux usées. Des solutions techniques à des problèmes d'eaux usées sont souvent disponibles. Certains obstacles sociaux et économiques peuvent cependant limiter la mise en œuvre de politiques et des plans de gestion « techniques ». Les membres du public qui devraient être informés et impliqués dans la gestion des eaux usées incluent les propriétaires, développeurs, officiels, professionnels de l'immobilier et hommes d'affaires. Beaucoup de ces citoyens devraient être aussi encouragés à jouer un plus grand rôle dans les décisions relatives à la gestion des eaux usées. Cependant, des citoyens peuvent ne pas totalement comprendre ou apprécier la complexité des alternatives et problèmes de gestion des eaux usées. Pour cela, le soutien et la coopération du public requièrent un public éduqué.

Les décisions liées à la gestion des eaux usées génèrent souvent un intérêt considérable de la part du public et une controverse potentielle. Les problèmes soulevés par le public peuvent être dus à une attitude négative et une connaissance incomplète du sujet. L'éducation du public et les programmes de participation sont plus efficaces lorsqu'ils sont basés sur une compréhension adéquate des attitudes actuelles du public et une connaissance des points techniques et des alternatives politiques. Une telle compréhension peut être obtenue à travers le processus même de participation du public. Les dirigeants locaux ont besoins de différents types d'information pour prendre des décisions concernant la gestion des eaux usées qui seront acceptées par un maximum de citoyens locaux. Une meilleure compréhension de la manière dont les différents segments du public perçoivent les alternatives de gestion mène à des solutions technologiquement plus efficaces. Les décisions sont enfin plus acceptables par toutes les parties impliquées si ces dernières comprennent bien la situation et ont l'opportunité de participer.

La procédure de mise en place d'un système de gestion peut débuter avec le département local de la santé ou avec les citoyens qui vont le plus bénéficier de la mise en place d'une entité de management. Dans tous les cas, les citoyens doit participer au processus de définition de l'étendue du territoire, des pouvoirs et des responsabilités de l'entité de management. Une entité de gestion peut servir les résidents d'une zone entière ou une portion de la zone; plusieurs entités différentes de gestion peuvent aussi servir une même zone.

Une gestion des eaux usées plus sophistiquée coûtera certainement plus cher. Le propriétaire d'un système à coût réduit peut avoir à payer une facture mensuelle similaire aux propriétaires placés sur le système de collecte municipal. Même si la structure tarifaire de l'entité de gestion fait payer chaque utilisateur mais pas les contribuables, il faut regarder avec attention si les citoyens ne peuvent pas être impliqués indirectement. Par exemple, si l'entité de gestion est une ville ou un comté, tous les citoyens sont en partie responsables du coût de remplacement de systèmes défectueux qui n'auront pas été entretenus correctement.

Il y a un besoin substantiel de gérer de manière plus sophistiquée les systèmes individuels et les systèmes de traitement et d'enlèvement des eaux usées des petites communautés. Alors que ces systèmes sont entretenus relativement facilement, de récentes études montrent clairement que ces systèmes n'ont pas

toujours été entretenus correctement. Une meilleure gestion devrait faciliter une utilisation plus extensive d'options technologiques complexes. Il peut y avoir un nombre important d'entités institutionnelles de gestion dépendant des besoins et souhaits du comté ou de la communauté locale.

Les infrastructures de gestion ou de protection des eaux, eaux usées, eaux d'orage, débordements d'égouts combinés et bassins versants jouent un rôle critique dans la force de l'économie et de la santé publique, en assurant une eau propre et sûre pour les citoyens, le commerce et les industries. Les infrastructures n'incluent pas seulement les structures physiques comme les conduites d'eau, égouts, systèmes décentralisés, mais aussi des mesures non physiques comme les meilleures pratiques de gestion et conservation des eaux pour protéger et restaurer les ressources en eau de valeur – cours d'eau, lacs, eaux souterraines et zones humides. Les infrastructures peuvent appartenir à des entités publiques, privées, à but lucratif ou non, ou à des investisseurs. Les entités locales peuvent être publiques, privées, à but lucratif ou non, ou appartenir à des investisseurs.

Le public sous-estime souvent l'importance des infrastructures jusqu'à ce qu'il y ait un accident comme une rupture de conduite ou un déversement d'eau usée non traitée dans un cours d'eau. Malgré des épisodes répétés qui attirent l'attention du public, de nombreuses instances locales restent réticentes quant à une augmentation significative des taxes nécessaires à l'entretien, la réhabilitation et l'amélioration des infrastructures. Cette réticence persiste malgré une autre évidence concernant la volonté du public à payer pour une eau propre, comme l'achat croissant d'eau en bouteilles (plus chère que celle du robinet). En conséquence, les prix et dépenses pour l'infrastructure reflètent difficilement le coût réel de la fourniture en eau propre et sûre.

Construire une capacité technique, financière et gestionnaire au niveau local, renforcer la coordination de planification et de gestion à tous les niveaux du gouvernement, et définir les besoins, sources de financement et déficits de financement ont été identifiés comme des actions stratégiques.

Dans de nombreux cas, de nouvelles constructions et des constructions de remplacement, la réhabilitation et la maintenance d'infrastructures critiques ont été retardées, se traduisant par une détérioration de l'infrastructure. En même temps, la demande pour de nouvelles infrastructures dans les zones en voie de développement a dépassé la capacité actuelle. Le problème est aggravé par les coûts croissants pour se conformer aux nouvelles réglementations fédérales sur la réduction de certains polluants, une planification inadéquate et une tendance du gouvernement à fournir moins d'investissement pour les infrastructures.

Les petits systèmes commerciaux et les propriétaires individuels des zones rurales non desservies par l'eau publique et les réseaux d'égout ont aussi la responsabilité et le besoin de maintenir l'infrastructure privée de fourniture en eau et de traitement des eaux usées des propriétés privées. Ces systèmes privés décentralisés présentent un problème différent pour le gouvernement local en ce qui concerne leur conformité avec la législation, leur surveillance et leur

entretien. Résoudre ce problème est nécessaire pour assurer une eau propre et sûre pour la santé du public et un développement économique continu à travers une gestion soutenable de l'eau.

L'objectif premier d'un traitement d'eau usée est de protéger la santé publique et l'eau environnante. Les gouvernements nationaux et municipaux ont largement amélioré la qualité de l'eau grâce à une gestion et un fonctionnement efficaces des installations de traitement des eaux usées. Les coûts croissants des conformités réglementaires et des mises à niveau des stations, parmi d'autres facteurs, posent maintenant un problème majeur à l'excellent service et aux prix stables que les citoyens ont eu le plaisir de connaître pour des installations de traitement des eaux usées gérées par le secteur public. Bien que les installations d'eaux usées gérées par le secteur public occupent des positions naturellement fortes sur le marché, des compagnies privées profitent activement des opportunités qui leur sont offertes de proposer de nouvelles options pour la gestion privée d'installations locales de traitement d'eaux usées. Des communautés dans le monde entier ont adopté une gestion privée d'installations d'eaux usées. Leur performance est régie par les modalités et conditions de chaque contrat de service.

13.5 Autorité de régulation (AR)

13.5.1 Responsabilités de l'AR

Les gestionnaires de programmes de traitement individuels des eaux usées doivent identifier toutes les responsabilités légales de l'AR qui peuvent affecter la mise en œuvre d'un programme efficace. Les responsabilités légales se trouvent dans les statuts, réglementations, codes locaux, lois sur l'utilisation du territoire et exigences de planification. Les autres mécanismes légaux comme les engagements de subdivision, contrats privés, et règles d'associations de propriétaires peuvent aussi affecter la gestion du programme. Dans de nombreuses juridictions, les autorités légales qui ne font pas spécialement référence aux programmes « onsite » et les autorités comme les lois relatives aux nuisances publiques, les normes de qualité des eaux de l'Etat et les lois relatives à la santé publique peuvent être utiles dans la mise en œuvre du programme. Un exemple typique serait une situation où l'agence pour la santé publique chargée de la protection de la santé humaine et de la prévention des nuisances publiques interpréterait ce mandat comme une autorisation suffisante pour demander le remplacement ou la modification d'un système qui a des infiltrations de surface ou des pertes.

L'étendue et l'interprétation de l'autorité attribuée à l'AR vont déterminer la portée de ses fonctions, les fonds requis pour son fonctionnement et le personnel nécessaire pour remplir ses fonctions. Dans de nombreuses juridictions, l'autorité pour mener certaines de ces activités peut être répartie parmi plusieurs AR.

Là où c'est le cas, les organisations impliquées devraient avoir l'autorité combinée pour réaliser toutes les activités nécessaires et devraient coordonner leurs activités pour éviter les vides, redondances et inefficacités de programmes. Dans certains cas, l'AR peut déléguer certaines de ses responsabilités à une EM. Quand un éventail complet de responsabilités est délégué à une EMR, l'AR doit conserver un droit de regard et une autorité de mise en application pour assurer une conformité avec les textes légaux, une certaine performance et d'autres exigences.

Chaque gouvernement d'Etat ou local a sa propre approche organisationnelle pour gérer des systèmes de traitement des eaux usées individuels, basée sur les besoins, perceptions et circonstances. Il est vital que la législation, les réglementations ou les codes permettent aux AR ou EM de développer une structure institutionnelle capable de remplir les mandats par l'adoption de techniques et programmes réglementaires appropriés. Une évaluation complète des forces et capacités autorisées à différents niveaux et différentes échelles est nécessaire pour déterminer la portée de l'autorité du programme, l'échelle à laquelle les AR et EM peuvent opérer et les procédures qu'elles doivent suivre pour mettre en œuvre le programme de gestion. Impliquer des acteurs qui représentent les entités de santé publique, groupes environnementaux, agences de développement économique, entités politiques, et autres, dans ce processus, peut assurer que les orientations et la portée de l'autorité pour un programme de gestion des systèmes individuels sont bien compris et soutenus localement. Dans certains cas, de nouvelles politiques ou réglementations doivent être mises en œuvre pour la reconnaissance des EM individuels.

TACHES D'UNE AR

- *Développement et mise en œuvre d'une politique et de réglementations*
- *Fourniture d'une gestion continue*
- *Application des réglementations et exigences du programme avec des amendes ou des récompenses*
- *Réalisation d'évaluations de site et d'évaluations régionales*
- *Demande de certification ou d'agrément pour les fournisseurs de service*
- *Révision et approbation du concept des systèmes*
- *Délivrance de permis d'installation et d'exploitation*
- *Supervision de la construction des systèmes*
- *Accès aux propriétés pour inspection et monitoring*
- *Inspection et monitoring des systèmes et de l'environnement récepteur*
- *Financement du programme par une source de financement définie*
- *Demande de tarifs pour les services liés aux programmes de gestion (e.g., permis, inspections)*
- *Fourniture d'une assistance financière ou de partage des coûts*
- *Délivrance et ou réception de dons*
- *Développement ou dissémination de matériel éducatif*
- *Formation pour les fournisseurs de services et leurs équipes*
- *Réalisation de programmes d'éducation et d'implication du public*
- *Engagement, formation et conservation d'employés qualifiés*

13.5.2 Certification et agrément des fournisseurs de services et des équipes de programmes

La certification et l'agrément des fournisseurs de services comme les vidangeurs, concepteurs de systèmes, installateurs, et personnel de maintenance peuvent aider à assurer l'efficacité et la conformité du programme de gestion et à réduire la charge administrative de l'AR. La certification et

l'agrément des fournisseurs de service sont des moyens efficaces pour s'assurer qu'un haut degré de professionnalisme et d'expérience est nécessaire pour réaliser ces activités spécifiques.

Les AR doivent établir des critères minimum pour l'agrément/certification des fournisseurs de services pour assurer la protection de la santé publique et des ressources en eau.

13.6 Composantes d'un programme de gestion

Développer et mettre en œuvre un programme efficace de gestion des eaux usées demandent une approche systématique pour déterminer les éléments nécessaires du programme. Les changements et ajouts au programme de gestion doivent reposer sur des évaluations du programme pour déterminer si le programme a les autorités légales adéquates, le financement et la capacité de gestion suffisante pour administrer les systèmes actuels ainsi que les nouveaux systèmes et pour répondre aux priorités environnementales et de santé publique changeantes ainsi qu'à l'avancement des technologies.

Les éléments du programme de gestion décrits dans les sections suivantes sont communs à tous les programmes de gestion les plus complets.

13.6.1 Etablissement des objectifs du programme de gestion des eaux usées

Développer et mettre en œuvre un programme efficace de gestion demandent tout d'abord d'établir ses objectifs. Les buts du programme doivent reposer sur des facteurs environnementaux, relatifs à la santé publique, et institutionnels ainsi que sur les préoccupations du public. La disponibilité des fonds, la capacité institutionnelle et le besoin de protéger les consommateurs et leurs intérêts ont généralement un impact sur la sélection des buts et objectifs du programme. Une ou plusieurs entités responsables de la protection de la santé publique et de l'environnement, comme les agences de santé publique et de la qualité des eaux, peuvent déterminer ces buts. Le développement de buts à court et à long terme demande une coordination entre ces entités. Les agences de développement et de planification des communautés ainsi que les résidents doivent aussi jouer un rôle pour aider à déterminer les buts appropriés.

Traditionnellement, les principaux buts de la plupart des programmes de gestion sont de :

- **Réduire les risques pour la santé du public ;**
 - Réduire le risque pour la santé lié au refoulement des eaux usées dans les maisons.
 - Empêcher la contamination des eaux souterraines et des puits par des pathogènes, des nitrates et des substances toxiques.
 - Empêcher la contamination des eaux de surface par des pathogènes, des nutriments ou des substances toxiques.

- Protéger les habitats et zones de culture des crustacés des contaminations par des pathogènes et des nutriments en excès.
 - Prévenir les décharges d'eaux usées à la surface du sol pour éviter tout contact direct avec le public.
 - Minimiser le risque de réutilisation d'effluents mal épurés pour la production d'eau potable, l'irrigation ou d'autres utilisations.
 - Minimiser le risque de gestion inadéquate des résidus de fosses septiques.
 - Minimiser le risque dû à l'accès du public à des composants du système.
- **Réduire les nuisances publiques ;**
 - Eliminer les odeurs causées par les procédés de traitement et une tuyauterie inadéquate.
 - Eliminer les odeurs et autres nuisances liées au transport, à la réutilisation et au stockage de résidus.
- **Protéger l'environnement ;**
 - Empêcher et réduire les préjudices causés aux ressources en eau dus au rejet de polluants dans les systèmes individuels, e.g, substances toxiques.
 - Empêcher et réduire le sur-enrichissement des eaux de surfaces en nutriments.
 - Protéger l'habitat aquatique sensible et la faune
- **Fournir des systèmes de traitement des eaux usées et des programmes de gestion rentables.**

Plus récemment, il y a eu une attention particulière sur la prévention de la dégradation de la qualité des eaux de surface et souterraines par des OWTS et leur impact sur l'habitat aquatique. Les buts du programme ont été étendus aux nutriments, aux substances toxiques et à un ensemble de problèmes de santé publique liés aux pathogènes. L'enrichissement en nutriments dû aux systèmes de traitement des eaux usées individuels menant à un foisonnement d'algues et à une eutrophisation des eaux ou à des concentrations en oxygène dissous trop faibles dans les eaux de surface est un sujet sensible, essentiellement dans les eaux manquant une capacité d'assimilation suffisante, comme les lacs et les estuaires ou les baies côtières. Le rejet de substances toxiques dans les systèmes de traitement et éventuellement dans les eaux souterraines est aussi devenu un sujet sensible, particulièrement dans des situations où des entités commerciales ou institutionnelles comme des stations service ou des instituts hospitaliers utilisent des systèmes de traitement décentralisés ou individuels. L'impact potentiel de pathogènes rejetés par des OWTS dans des zones de production de crustacés ou d'activités récréatives a aussi poussé certains directeurs de programme d'OWTS à adopter des buts pour protéger ces ressources.

Historiquement, dans de nombreuses juridictions l'agence de santé publique a le rôle d'établir les buts du programme. Sans problèmes de santé documentés impliquant des systèmes individuels comme source du(des) problème(s),

certaines agences de santé publique ont été incitées à renforcer les programmes de gestion des systèmes individuels avec le but de s'assurer qu'il n'y aurait aucun contact direct du public avec des eaux usées ou aucun impact évident sur les eaux potables, comme des maladies bactériennes ou chimiques comme la méthémoglobinémie ("syndrome du bébé bleu"). La disponibilité d'évaluations plus avancées et de technologies et méthodologies de monitoring et une meilleure compréhension des interactions entre eaux de surface et eaux souterraines, a cependant mené à se focaliser davantage sur la protection de la qualité des eaux et de l'habitat aquatique. En conséquence, dans de nombreux Etats et localités, les agences de la qualité de l'eau se sont plus impliquées dans la mise en place des buts des programmes et dans la gestion des programmes de traitement individuel des eaux usées.

Certaines agences de la qualité de l'eau (e.g, départements des ressources naturelles), manquent cependant d'autorité directe ou de responsabilité pour réguler les systèmes individuels. Ce manque d'autorité met en évidence le besoin de coordonner davantage et mettre en place des buts communs entre les agences de santé publique qui ont une telle autorité. Quelle que soit l'agence qui a l'autorité légale de gérer les systèmes individuels, il est reconnu que la mission de gestion du programme doit inclure des buts à la fois de santé publique et de qualité des eaux. Atteindre ces buts requiert une approche intégrée par bassin versant pour s'assurer que tous les buts du programme sont atteints. Des partenariats avec des agences multiples et d'autres entités sont souvent requis pour intégrer la planification, la protection de la santé publique et la protection des bassins versants de manière logique. Du fait de la large gamme de problèmes affectant la gestion des systèmes individuels, de nombreux programmes dépendent des relations de coopération avec les autorités de planification, agences de protection de l'environnement et de la santé publique, universités, fabricants de systèmes, et fournisseurs de service pour aider à déterminer les buts et objectifs de gestion appropriée.

13.6.2 Planification complète

Une planification complète compte trois composantes :

1. Etablir et mettre en œuvre l'entité de gestion ;
2. Etablir la procédure de planification interne pour l'entité de gestion ; et
3. Coordonner et impliquer une procédure de planification d'utilisation des terres plus large.

Une planification complète fournit un mécanisme assurant que le programme a toute l'information nécessaire pour fonctionner efficacement.

Il est nécessaire de s'assurer que les problèmes de gestion des systèmes individuels sont intégrés dans les décisions concernant la croissance et le développement futurs. Un programme de gestion du traitement individuel des eaux usées efficace doit être représenté dans la procédure de planification de l'utilisation des terres en cours pour s'assurer d'atteindre les buts du programme et pour aider les planificateurs à éviter les imperfections des efforts de planification passés, qui ont généralement permis aux limitations de technologies individuelles conventionnelles d'influencer certaines décisions de planification d'utilisation des terres. De telles considérations sont

particulièrement importantes dans des situations où les systèmes de traitement centralisés sont considérés comme une alternative ou une adjonction aux systèmes individuels ou groupés. Une planification complète et un zonage de l'utilisation du sol sont corrélés et intégrés : la procédure de planification complète résulte en un développement clé de politiques et de conseils et la procédure de zonage d'utilisation des terres fournit un cadre réglementaire détaillé pour mettre en œuvre le plan complet. Honachefsky (2000) fournit une bonne idée d'ensemble d'une planification complète d'un point de vue écologique. En général, le plan complet peut établir l'ensemble des buts de protection environnementale de la communauté et les prescriptions de zonage peuvent :

ELEMENTS D'UN PROGRAMME DE PLANIFICATION COMPLET

- *Définir les limites du programme de gestion.*
- *Sélectionner les entités de gestion.*
- *Etablir des objectifs de protection de la santé humaine et de l'environnement.*
- *Former une équipe de planification composée d'une équipe de gestion et d'acteurs locaux.*
- *Identifier les ressources et partenaires de planification interne et externe.*
- *Collecter l'information sur les sols, la topographie, les précipitations et la qualité et quantité des eaux.*
- *Identifier les zones écologiques sensibles, zones récréatives, et zones de captages d'eau protégées.*
- *Caractériser et cartographier les développements passés, présents et futurs où un OWTS est nécessaire.*
- *Coordination avec les autorités locales des réseaux d'égouts pour identifier les zones de service actuelles et futures et déterminer la capacité des installations de traitement à accepter les eaux usées.*
- *Identifier les zones à problèmes documentés et les zones pouvant être une zone à risque dans le futur.*
- *Donner la priorité et cibler les zones à problème pour des actions directes ou futures.*
- *Développer des exigences et stratégies de performance pour gérer des problèmes actuels ou possibles.*
- *Mettre en œuvre une stratégie ; surveiller les progrès et modifier la stratégie si nécessaire.*

- Spécifier les exigences de performance des systèmes individuels ou groupés installés dans des zones non raccordées aux égouts, de préférence par bassin versant ou sous-bassin versant.
- Limiter ou empêcher le développement dans les zones de ressources naturelles sensibles ou dans des zones critiques.
- Encourager le développement dans les zones à croissance urbaine branchées aux égouts, si la capacité est suffisante.
- Considérer des facteurs tels que la densité de systèmes, les charges hydrauliques et en polluants, la proximité d'unités d'eau, les conditions

pédologiques, géologiques et hydrogéologiques, et les quantité et qualité des eaux entrant en compte dans les décisions de planification et de zonage.

- Restauration des ressources ayant subit des dommages.

Intégrer une planification complète et des programmes de zonage dans la gestion des programmes de traitement individuel des eaux usées peut aussi fournir une fondation plus solide pour déterminer et imposer le niveau approprié de traitement requis pour les sites individuels et le bassin versant ou sous-bassin versant environnant. L'approche intégrée permet donc au gestionnaire de programme de gérer les systèmes individuels actuels ainsi que les nouveaux selon une perspective de charges cumulées ou selon une approche basée sur la performance, s'orientant vers la protection des ressources identifiées. Les départements de santé publique locaux (autorité réglementaire) chargés de gérer les programmes basés sur des codes de prescriptions n'ont généralement pas la possibilité ni les ressources pour s'écarter des prescriptions de zonage et en conséquence ont souvent dû approuver des permis pour des développements où des impacts dus à des systèmes individuels étaient prévus. Coordonner la gestion des systèmes de traitement individuels avec les activités de planification et de zonage peut assurer que les parcelles désignées pour le développement sont permises sur base d'un niveau spécifié de performance des systèmes individuels qui considère les caractéristiques du site et les analyses des niveaux des charges polluantes selon les bassin versants. Pour mettre en place ce processus analytique, certains programmes de gestion désignent des zones de recouvrement dans lesquelles des technologies spécifiques ou des stratégies de gestion sont requises pour protéger les ressources environnementales sensibles. Ces zones de recouvrement peuvent être définies en fonction du type de sol, de la topographie, de la géologie, de l'hydrologie, et d'autres caractéristiques du site. A l'intérieur de ces zones, l'AR peut avoir l'autorité pour spécifier une densité maximale de systèmes, des exigences relatives à la conception et au dimensionnement des systèmes, des exigences de performance, et de fonctionnement et d'entretien. Bien que l'utilisation de zones de recouvrement puisse orienter les efforts administratifs, établir de tels programmes implique la considération d'hypothèses et de généralisations jusqu'à ce qu'un nombre suffisant d'évaluations de sites soit disponible pour assurer une mise en place et un choix corrects des systèmes.

Intérieurement, des changements dans les buts du programme, la démographie et les avancées technologiques demandent de l'information et coordination pour assurer que les buts à court et long terme du programme peuvent toujours être atteints. De nombreuses variables affectent la procédure de planification interne, incluant des facteurs comme la situation et les types de systèmes de traitement dans la zone juridictionnelle, la structure organisationnelle et institutionnelle présente ou future de l'entité de gestion, et les fonds disponibles pour développer et mettre en œuvre le programme.

13.6.3 Définition des critères de conception des systèmes et de la procédure d'approbation

Les exigences de performance pour les systèmes individuels peuvent être regroupées en deux catégories — exigences numériques et critères descriptifs. Les exigences numériques sont des concentrations mesurables ou des limites de charge pour des polluants spécifiques (e.g, concentration en azote ou en pathogènes). Les exigences descriptives décrivent les aspects qualitatifs acceptables des eaux usées (e.g, flaques d'eaux usées, odeurs). Une exigence de performance numérique peut être que tout système septique dans un environnement sensible ne doit pas rejeter plus de 2,3 kg d'azote par an, ou que les concentrations en azote de l'effluent ne soient pas supérieures à 10 mg/L. Quelques paramètres pour lesquels des exigences sont généralement établies pour les STEP incluent :

- Les coliformes fécaux (un indicateur de pathogènes) ;
- La demande biologique en oxygène (DBO) ;
- L'azote (total de toutes les formes, i.e., organique, ammoniacal, nitrites, nitrates) ;
- Phosphore (pour les eaux de surface) ;
- Paramètres de nuisance (e.g, odeur, couleur).

Selon une approche basée sur les performances, les exigences de performance, conditions de site et caractérisation des eaux usées influencent la sélection des technologies de traitement pour chaque site. Pour les technologies connues avec des données extensives concernant des essais et des résultats de terrain, l'agence de gestion peut tenter d'instaurer des exigences de performance en prescrivant et désignant le type de système, la taille, les pratiques de construction, les matériaux devant être employés, les conditions de site acceptables et les exigences de mise en place. Au minimum, les critères prescrits pour le dimensionnement des systèmes doivent considérer :

- La caractérisation des eaux usées et les volumes d'effluent attendus ;
- Les conditions de site (e.g, sols, géologie, eaux souterraines, eaux de surface, topographie, structures, délimitation des propriétés) ;
- La capacité du système, basée sur un pic estimé et des débits journaliers moyens ;
- Localisation des bassins et accessoires ;
- Dimensions des bassins et matériaux de construction ;
- Unités alternatives de traitement des effluents et configuration ;
- Dimensions des zones d'absorption requises et matériel ;
- Exigences pour des zones alternatives d'absorption en plein-champs ;
- Dimensionnement et autres dispositifs acceptables des tuyauteries ;
- Distances de séparation avec les autres sites environnants ;
- Exigences de fonctionnement et de maintenance (accès aux canalisations, considérations de sécurité, points d'inspection) ; et
- Constructions requises pour le monitoring.

13.6.4 Exigences de construction et d'installation

Un programme complet de gestion de construction va s'assurer que la construction est conforme aux dimensionnement et prescriptions. Si un système n'est pas construit ou installé correctement, il ne fonctionnera probablement pas comme prévu. Par exemple, si la structure naturelle du sol n'est pas préservée pendant la procédure d'installation (si les équipements compactent le sol destiné à une infiltration plein-champs), la percolation potentielle de la zone d'infiltration peut être significativement réduite. Les problèmes les plus récents avec les systèmes conventionnels d'infiltration en plein-champs individuels ont été attribués à une surcharge hydraulique (USEPA, 1980). Les programmes de gestion des systèmes individuels efficaces assurent une construction et une installation correctes du système par des permis de construction, inspections et programmes de certification.

La construction doit se conformer aux plans approuvés et employer les méthodes, matériaux et équipements appropriés. Les mécanismes pour vérifier la conformité avec les exigences de performance doivent être établis afin de s'assurer que les pratiques répondent aux attentes. Les mécanismes réglementaires typiques qui assurent une installation correcte incluent des révisions des procédures d'évaluation des sites et des observations et inspections des systèmes pendant et après l'installation, i.e., avant le recouvrement et le calibrage final. Une procédure de révision et d'inspection plus efficace doit inclure :

ELEMENTS DU PROGRAMME DE SUPERVISION DE LA CONSTRUCTION

- *Etablir une procédure d'évaluation du site et de conception du système avant la construction.*
- *Déterminer la formation et les qualifications des designers et installateurs des systèmes.*
- *Etablir des programmes de certification et d'agrément des designers et installateurs.*
- *Définir et codifier des exigences de supervision de la construction.*
- *Développer une procédure de certification pour la supervision et l'approbation de l'installation des systèmes.*
- *Arranger des opportunités de formation pour les fournisseurs de service si nécessaire.*

- Une rencontre avec les designers, propriétaire et contractant avant la conception du système ;
- Une rencontre avec les designers, propriétaire et contractant avant la construction ;
- Une vérification et un calibrage de chaque composante du système sur le terrain ;
- Des inspections pendant et après la construction ;
- Délivrance d'un permis pour faire fonctionner le système tel que conçu et construit.

Des inspections de supervision de la construction doivent être menées à différentes étapes de la procédure d'installation du système pour s'assurer de la conformité avec les exigences réglementaires. Pendant la procédure de construction, des inspections, avant et après remplissage, doivent vérifier la conformité avec les documents et procédures de construction approuvés. Un inspecteur de supervision de construction reconnu (i.e., licence ou certificat), préférentiellement le concepteur/designer du système doit superviser

l'installation et certifier qu'elle a été faite et enregistrée correctement. Le processus de construction pour les systèmes impliquant le sol doit être flexible et doit pouvoir s'adapter aux événements climatiques vu qu'une construction réalisée par temps humide peut compacter les sols dans la zone d'infiltration ou en tous cas altérer sa structure.

13.6.5 Exigences de fonctionnement et d'entretien

Une faiblesse récurrente de nombreux programmes de gestion des systèmes actuels de traitement des eaux usées est le manque de bon fonctionnement et d'entretien des systèmes installés. Peu d'agences actuelles de supervision font des inspections pour vérifier les performances de base des systèmes, et beaucoup dépendent de propriétaires de systèmes non informés et non formés pour gérer l'accumulation des résidus dans les bassins et les pompes prévus, pour s'assurer que la distribution des flux se fait correctement, pour vérifier les pompes et commutateurs, pour inspecter les systèmes de filtration pour éviter le colmatage, et réaliser d'autres tâches liées au fonctionnement et à l'entretien du système. Les plaintes aux autorités réglementaires ou les échecs sévères et évidents de systèmes sont souvent les seules notifications formelles des problèmes rencontrés avec les codes actuels. Les inspections et autres programmes qui surveillent les performances de ces systèmes peuvent aider à réduire les risques d'échec prématuré de ces systèmes, diminuer les coûts d'investissement à long terme, et diminuer le risque de contamination des eaux de surface ou souterraines (Eliasson et al, 2001; Washington Department of Health, 1994).

Il y a différentes options de mise en œuvre des programmes de surveillance du fonctionnement et de l'entretien. Celles-ci vont de programmes purement volontaires (e.g., propriétaires formés responsables pour le fonctionnement et la maintenance de leur système) à des programmes plus sophistiqués soumis à un permis et enfin au programmes administrés par des EMR désignées pour mener toutes les tâches de gestion et d'entretien. En général, l'entretien volontaire est possible uniquement là où les systèmes sont non-mécaniques et gravitaires et localisés dans des zones à très faible densité de population. Le niveau de gestion doit croître si le système est plus complexe ou si les ressources devant être protégées requièrent un plus grand niveau de performance.

ELEMENTS DU PROGRAMME D'EXPLOITATION, ENTRETIEN, ET GESTION DES RESIDUS

- *Etablir les méthodologies ou les programmes de délivrance de permis pour l'exploitation et l'entretien des systèmes*
- *Développer un système d'enregistrement des activités d'exploitation et d'entretien*
- *Transmettre les infos d'exploitation et d'entretien ainsi que des rappels aux propriétaires de systèmes*
- *Développer des programmes d'inspection du fonctionnement et de l'entretien et de vérification des conformités*
- *Etablir des programmes d'agrément/certification pour les fournisseurs de services*
- *Prévoir des opportunités de formation si nécessaire*
- *Etablir des procédures pour des actions de suivi lorsque cela s'avère approprié*
- *Etablir un système d'enregistrement et de rappel pour le monitoring de l'effluent*
- *Etablir des exigences de gestion des résidus et des systèmes d'enregistrement de leur utilisation*

Des alarmes (sur site et à distance) peuvent alerter les propriétaires et les fournisseurs de services d'un dysfonctionnement du système. En plus des simples alarmes flottantes, plusieurs fabricants ont développé des systèmes de contrôle sur mesure qui peuvent programmer et planifier les événements du traitement, gérer les étapes de fonctionnement du système à distance et prévenir les techniciens par message téléphonique ou internet de problèmes éventuels. De nouveaux protocoles sans fil ou par ordinateur, téléphones cellulaires, et assistants digitaux personnels sont développés pour permettre aux gestionnaires de systèmes de surveiller et évaluer à distance le fonctionnement de plusieurs systèmes simultanément (Nawathe, 2000), et d'améliorer la gestion centralisée des systèmes de traitement des eaux usées dans des zones retirées. Utiliser de tels outils peut faire économiser des trajets considérables et du temps d'inspection et permet au personnel de surveiller plus attentivement les systèmes demandant plus d'attention et un entretien régulier. Des panneaux de télémétrie sur le site de traitement, fonctionnant avec des lignes téléphoniques existantes ou consacrées peuvent être programmés pour noter et reporter l'information comme les alarmes de niveaux d'eau haut ou bas, durées de fonctionnement des pompes et intervalles de temps, lectures des niveaux d'eau dans les bassins, ampérage consommé par les systèmes de pompage et autres données. Les exploitants d'un site de surveillance centralisé peuvent ajuster les cycles de pompage, le réglage des alarmes, et les cycles de sur-fonctionnement des pompes (Stephens, 2000).

Certaines entités de gestion ont mis en place des programmes complets qui incluent des permis d'exploitation renouvelables/révocables, des inspections ou des déclarations obligatoires (notification/inspection) lors de transferts de propriété et/ou un monitoring périodique par des inspecteurs agréés. Les permis d'exploitation renouvelables peuvent exiger que les propriétaires de système aient un contrat d'inspection ou d'entretien avec un contractant certifié/agréé ou qu'ils démontrent que des procédures d'inspection et d'entretien périodiques ont eu lieu pour renouveler le permis. Les vendeurs de propriétés peuvent avoir à vérifier ou révéler les performances de leur système (e.g, déclarations, inspection par l'entité de supervision locale ou un autre inspecteur reconnu et approuvé) avant le transfert de propriété. Les incitations financières aident généralement à la conformité et peuvent aller de petites amendes pour mauvais entretien de système jusqu'à l'interdiction de la vente d'une maison si le système de traitement des eaux usées ne fonctionne pas correctement. Les tarifs d'inspection peuvent couvrir ou défrayer ces coûts de programmes. Les organismes de prêts peuvent influencer l'adoption d'une approche plus agressive en requérant des inspections de systèmes avant d'approuver des prêts. Dans certaines zones, les inspections au moment d'un transfert de propriété sont fréquentes en dépit du manque de réglementations. Cette pratique est incorporée dans les politiques de prêt et de protection des biens que pratiquent les banques locales et organismes de prêt.

Les AR doivent cependant reconnaître que se reposer sur les institutions de prêts pour s'assurer que de bonnes inspections ont lieu peut se traduire par des manques. Des transferts de propriétés sans l'implication d'organismes de prêts peuvent se faire sans inspections. De plus, lorsque les inspections sont faites par des individus privés rendant compte de leurs observations aux agents

prêteurs, les inspecteurs peuvent ne pas avoir le même degré de responsabilité que dans les juridictions qui ont des exigences d'obligation de certifications/agréments des inspecteurs au niveau local ou d'Etat. Les AR doivent exiger des inspections périodiques de systèmes basés sur la durée de vie prévue du système, la complexité de système, et les changements de propriétaires.

Les plans de gestion des systèmes de traitement individuels doivent inclure de l'information et des procédures pour entretenir les systèmes comme conçus et approuvés selon les normes du code. Tout système, nouveau ou actuel, qui n'est pas entretenu selon le plan de gestion approuvé est considéré comme un danger pour la santé humaine et sujet à des actions correctrices. Les exigences d'entretien sont spécifiées dans le code (e.g, toutes les fosses septiques doivent être vidangées quand le volume total des boues et des écumes équivaut à un tiers du volume de la fosse).

13.6.6 Exigences de gestion des résidus

Le premier objectif de gestion des résidus est d'établir des procédures et règles pour manipuler et se débarrasser des résidus accumulés de traitement des eaux usées pour protéger la santé humaine et l'environnement. Ces résidus peuvent comprendre des résidus de fosses septiques ou autres sous-produits des procédés de traitement (e.g, boues des unités aérobies de traitement). Planifier un programme requiert une connaissance poussée des exigences légales et réglementaires pour manipuler et se débarrasser des résidus.

En plus des régulations, des limites pratiques comme la disponibilité des terres, les conditions de site, les exigences liées aux zones tampon, les distances de transport, le coût du carburant, le coût du travail jouent un rôle majeur dans l'évaluation des options de réutilisation ou de décharge des résidus de fosses septiques. Ces options sont généralement classées en trois catégories – application sur le sol, traitement dans une installation de traitement d'eaux usées, et traitement dans une installation spéciale de traitement de résidus de fosses septiques.

Les étapes initiales dans le processus de choix d'option de réutilisation ou de décharge caractérisent la qualité des résidus et déterminent les impacts négatifs potentiels associés à différents scénarios de réutilisation/décharge. En général, les acteurs du programme essaient de minimiser l'exposition des humains, animaux, eaux souterraines, et ressources écologiques aux produits chimiques potentiellement dangereux ou toxiques et aux organismes pathogènes se trouvant dans les résidus de traitement des eaux usées. D'autres points clé du programme de gestion des résidus incluent des systèmes de surveillance qui identifient les sources de résidus, vidangeurs, équipement de transport, destinations finales, et méthodes de traitement, ainsi que les procédures de contrôle de l'exposition des humains aux résidus, incluant le contrôle des vecteurs, la gestion du ruissellement lors d'évènements climatiques pluvieux, et les limites d'accès aux sites de stockage.

13.6.7 Programmes d'éducation et de formation pour les fournisseurs de service et le personnel des programmes

Les employés des AR de systèmes individuels, des EMR et des fournisseurs de service doivent avoir le niveau requis de formation et d'expérience pour assumer efficacement les responsabilités nécessaires du programme et réaliser les activités nécessaires. Les programmes de formation professionnelle sont les mécanismes typiques pour assurer la qualification de ce personnel. Ils incluent généralement des éléments de certification ou d'agrément, qui sont basés sur des formations ou des cours obligatoires; une évaluation des connaissances, des aptitudes et du jugement professionnel; une expérience passée; et une compétence démontrée. La plupart des programmes de certification requièrent une formation continue dans des ateliers recommandés ou obligatoires à des intervalles de temps bien précis.

Les programmes de certification pour les inspecteurs, installateurs et vidangeurs fournissent une certaine assurance que les systèmes sont installés et entretenus correctement. La violation des exigences du programme ou une performance insuffisante peut mener à une révocation de la certification et à une interdiction d'installer des systèmes de traitement individuels ou de fournir des services pour ces mêmes systèmes. Cette approche, qui lie la performance professionnelle à des incitations financières, est très efficace pour rester en conformité avec les exigences des programmes individuels. Les programmes qui enregistrent simplement les fournisseurs de services ou ne prennent pas d'actions disciplinaires contre ceux fournissant de mauvais services n'ont pas la même force de pression pour se conformer aux codes de bonne conduite professionnelle et technique.

Certaines certifications et agréments sur la mise en place des réglementations et la réalisation d'évaluations de site requièrent une formation plus poussée. Des formations régulières sont aussi importantes pour maintenir l'efficacité des évaluateurs de site, rédacteurs de permis, concepteurs de systèmes et autres fournisseurs de service.

ELEMENTS DU PROGRAMME D'INSPECTION ET DE MONITORAGE

- Développer/maintenir un inventaire de tous les systèmes de la zone concernée (e.g., localisation, âge, propriétaire, type, dimension).
- Etablir un agenda, les paramètres et procédures pour l'inspection des systèmes.
- Déterminer le niveau de connaissance requis pour les inspecteurs et personnel du programme de gestion.
- Assurer des opportunités de formation pour tout le personnel et les fournisseurs de service.
- Etablir un programme de certification/permis pour les inspecteurs.
- Développer un programme d'inspection (e.g., propriétaire, personnel, contractant).
- Etablir des dispositions de droit d'accès aux propriétés pour les inspections et le monitoring.
- Transmettre les détails du programme d'inspection et l'agenda aux propriétaires de systèmes.
- Etablir un système de compte rendu et de base de données pour le programme d'inspection et de monitoring.
- Identifier le monitoring actuel d'eaux souterraines et de surface dans la zone concernée et déterminer le monitoring supplémentaire nécessaire.

13.6.8 Programmes d'inspection et de monitoring pour vérifier et évaluer les performances des systèmes

Des inspections de routine doivent avoir lieu pour s'assurer de l'efficacité des systèmes. Le type et la fréquence des inspections doivent être déterminés par la taille de la zone concernée, les conditions de site, la sensibilité des ressources, la complexité et le nombre de systèmes, et les ressources des AR et EMR. L'AR doit s'assurer que les procédures appropriées sont suivies.

Prévoir des inspections pendant la saison de la montée des eaux souterraines permet de surveiller la performance dans les conditions les plus mauvaises. Un programme d'inspection de site peut être mis en place comme un programme de formation des propriétaires de systèmes, un programme ayant fait l'objet d'un contrat entre l'opérateur/propriétaire et un opérateur certifié, ou un programme de routine réalisé par une EMR. La combinaison d'une surveillance et d'une modélisation visuelles, physiques, chimiques, bactériologiques et à distance peut évaluer les performances d'un système. Le programme de gestion doit clairement définir les exigences spécifiques des rapports devant être remis à l'agence réglementaire appropriée. Les composantes d'un programme efficace d'inspection, de surveillance, d'exploitation et d'entretien incluent :

- Intervalles spécifiés pour les inspections requises (e.g, tous les 3 mois, tous les 2 ans, au moment d'un changement de propriétaire ou d'un changement d'activité) ;
- Autorité légale donnant accès aux composantes du système pour les inspections, le monitoring et l'entretien ;
- Suivi global des opérations et des performances, incluant les mesures à distance et le compte rendu des défaillances, pour les systèmes particulièrement mécanisés et complexes ;
- Surveillance de l'environnement récepteur aux limites de la conformité pour atteindre les exigences de performance ;
- Passage en revue de l'utilisation du système ou des débits enregistrés (e.g, lectures des compteurs d'eau) ;
- Type et fréquence requis pour l'entretien de chaque technologie ;
- Identification, localisation et analyses des défaillances du système ;
- Planification des corrections des systèmes défaillants par des adaptations ou mises à niveau ; et
- Conservation des enregistrements sur les systèmes inspectés, résultats et recommandations.

Les programmes de gestion complets incluent souvent des programmes d'inspection faisant partie d'une approche complète qui inclut la planification des évaluations de site, la conception, l'installation, le fonctionnement, l'entretien et le suivi.

Fournir aux organismes de prêts de l'information sur les bénéfices de l'exigence d'inspections de systèmes lors du transfert de propriété est une approche efficace pour identifier et corriger les problèmes potentiels et éviter les actions de conformité et de mise en application. Beaucoup d'organismes de prêts exigent

des inspections de systèmes comme conditions d'approbation de prêts hypothécaires.

13.6.9 Programme de mise en conformité, de mise en application et d'actions correctives

Exiger des actions correctives lorsque les systèmes rencontrent des problèmes ou lorsqu'il n'y a pas d'entretien correct aide à assurer que les buts et exigences de performance seront atteints. Des mesures de mise en conformité et de mise en application sont plus acceptables par les propriétaires de systèmes et le public lorsque l'AR est clair et consistante avec sa mission, les exigences réglementaires, et selon que la mission se rapporte à la protection de la santé humaine et des ressources en eau. Un programme de mise en conformité et de mise en application des systèmes individuels de traitement des eaux usées doit être basé sur des règlements raisonnables et scientifiquement défendables, doit favoriser le caractère équitable et fournir une force de dissuasion crédible à ceux qui seraient enclins à ne pas respecter ses dispositions. Les règlements doivent être développés avec la participation de la communauté et fournir un résumé ou un formulaire détaillé à tout dépositaire et au grand public via des actions informatives et de formation. Les programmes de formation des fournisseurs de service sont plus efficaces s'ils sont basés sur la formation des contractants et du personnel au sujet d'approches techniques et écologiques pour répondre aux règlements et pour éviter des actions de mise en application connues et prévisibles.

Il y a différents types d'instruments légaux pour formuler ou promulguer des règlements pour les systèmes de traitement individuels. Les programmes réglementaires peuvent être promulgués sous forme d'ordonnances, accords, ou codes d'Etat ou locaux, ou simplement sous forme de guides. Souvent, les conseils locaux de la santé ou d'autres unités du gouvernement peuvent modifier les exigences des codes d'Etat pour mieux s'adapter aux conditions locales. Les ordonnances locales qui favorisent les approches basées sur les performances peuvent faire référence à des manuels techniques pour plus de détails sur la conception, le dimensionnement et le fonctionnement des systèmes. Les approches de renforcement des exigences et des règlements d'un programme de gestion peuvent inclure des :

- Réponses aux plaintes ;
- Inspections des performances ;
- Passage en revue de la documentation requise et rapports ;
- Délivrance d'avis de violation ;
- Ordres de consentement et ordres du tribunal ;

ELEMENTS DU PROGRAMME D' ACTIONS CORRECTIVES

- *Etablir une procédure pour enregistrer et répondre aux problèmes (e.g., compte rendu des plaintes, inspections).*
- *Définir les conditions qui constituent une violation aux exigences du programme.*
- *Etablir les procédures d'inspection pour la planification du report des problèmes et des actions correctives.*
- *Développer un système clair pour émettre des avis de violation, des programmes de conformité, contingences, amendes, ou autres actions adressant des violations non corrigées.*

- Auditions formelles et informelles ;
- Actions civiles et criminelles ou injonctions ;
- Condamnation de systèmes ou propriétés ;
- Correction des dysfonctionnements des systèmes ;
- Restriction de transactions immobilières (e.g, placement de liens) ;
- Emission de pénalités et amendes

Certaines de ces approches peuvent devenir coûteuses ou faire une mauvaise publicité et amener peu de retombées positives s'il n'y a pas de soutien du public. L'implication des acteurs dans le développement du programme de gestion aide à s'assurer que les dispositions de mise en application sont appropriées pour la zone concernée et protègent efficacement la santé humaine et les ressources en eau. L'implication des acteurs donne généralement plus d'importance à la restauration de la conformité des performances plutôt qu'à des approches plus formellement punitives.

L'information sur les performances régionales des systèmes individuels, les conditions environnementales, les approches de gestion par les autres agences, et les analyses de tendances peuvent être nécessaires si les contrôles réglementaires augmentent. La plupart des Etats établissent des programmes réglementaires et laissent la mise en application de ces codes aux agences locales.

Un programme réglementaire ciblant les exigences de performance plutôt que la conformité avec les exigences de prescription donne plus de responsabilités à l'agence de contrôle et de délivrance de permis, aux fournisseurs de services (évaluateur de site, concepteur, contractant et opérateur) et aux propriétaires de systèmes. L'entité de gestion doit établir des normes de performance crédibles et développer les compétences nécessaires pour vérifier et approuver les dimensionnements proposés pour les systèmes dont le fabricant ou l'ingénieur prétend qu'il répondra aux normes. Une surveillance continue de la performance des systèmes les plus récents doit se faire par un programme établi d'inspection et de conformité. Les fournisseurs de services doivent être impliqués dans de tels programmes de manière à pouvoir développer les connaissances et aptitudes nécessaires pour concevoir, placer, construire et/ou exploiter les systèmes de traitement avec succès dans le respect des normes de performance imposées. Finalement, l'entité de gestion doit développer une procédure reproductible pour assurer une évaluation correcte et une gestion appropriée de nouvelles technologies de traitement.

13.6.10 Collecte de données, conservation des enregistrements, et compte rendu

Pour fonctionner efficacement, les entités de gestion des eaux usées ont besoin d'un certain nombre de données et d'autres informations qui peuvent être classées en quatre catégories :

- **Evaluation environnementale** : climat, géologie, topographie, sols, pentes, caractérisation des eaux souterraines et de surface (incluant la direction du

flux), utilisation des terres/recouvrement des terres, infrastructure physique (routes, conduites d'eau, réseau d'égouts, développement commercial, etc.) ;

- **Planification** : développement actuel et proposé, extensions d'eau ou d'égouts proposées, classifications des zones, données démographiques, information économique, information concernant d'autres agences ou entités impliquées dans la problématique du traitement individuel des eaux usées ;
- **Systèmes existants** : données sur les évaluations de site et inventaire de tous les systèmes individuels existants, systèmes groupés, unités préfabriquées et stations de traitement des eaux usées, incluant localisation, nombre d'installations/maisons servies, et taille (e.g., restaurants de 50 places, maisons de 3 chambres), information sur propriétaires de systèmes et coordonnées, localisation et type de système, plans du système (design) et du site (incluant la localisation des limites de propriété, puits, ressources en eau), composants du système (e.g., cuve en béton ou plastique, lignes d'infiltration et chambres de lixiviation), capacité hydraulique prévue, performances attendues ou exigences concernant les effluents (si existantes), date d'installation, enregistrement des activités d'entretien (e.g., dernière vidange, réparations, plaintes, problèmes et mesures prises, noms de tous les fournisseurs de service), et enregistrement des dispositions prises pour la décharge des résidus ; et
- **Administratif** : dossiers sur le personnel (nom, formation, expérience professionnelle, aptitudes/expertise, salaire, états de service), données financières (revenus, dépenses, dettes et service de la dette, sources de revenus, coût estimé par unité de service), données sur les fournisseurs de service (nom, coordonnées, certifications, permis, états de service, actions disciplinaires, lieux d'embauche, liste des coûts), initiatives de gestion de programme et entités participatives, plans de développement et étapes importantes, information sur la gestion des résidus et ressources disponibles.

La collecte et la gestion de données sont essentielles pour planifier, développer et mettre en œuvre des programmes. Les éléments d'un système de gestion de l'information incluent de développement d'une base de données, la collecte de données, l'introduction de données, la récupération de données, l'analyse des données et la réalisation de compte-rendu. De nombreux logiciels sont disponibles pour gérer les données et autres informations des systèmes. Les bases de données électroniques peuvent faciliter la collecte, le stockage, la récupération, l'utilisation et l'intégration des données après que la mise en œuvre et la courbe d'étude initiales ont été réalisées. Par exemple, si les localisations de systèmes sont décrites en termes de latitude et longitude, une

**ELEMENTS D'UN PROGRAMME
D'ENREGISTREMENT ET DE COMPTE-
RENDU**

Etablir une structure pour une base de données et des systèmes pour réaliser des comptes-rendus, au minimum, pour des :

- *Evaluations environnementales ;*
- *Planification et implication des acteurs ;*
- *Systèmes actuels ;*
- *Staff, fournisseurs de service, financiers et autres fonctions administratives ;*
- *Programme d'inspection et de monitoring, incluant les actions correctives requises ;*
- *Gestion des résidus et des boues, incluant les vidangeurs, les sites de décharge et les enregistrements des systèmes de suivi*

couche de données pour les systèmes individuels existants peut être créée et superposée sur des cartes topographiques d'un système d'information géographique (SIG). Ajouter de l'information aux données hydrauliques des systèmes individuels, aux charges polluantes estimées, et aux temps de transport attendus dans des conditions hydrogéomorphiques données peut aider les gestionnaires à comprendre comment les ressources en eaux sont contaminées ainsi qu'à établir les priorités de dépollution. Des modèles peuvent aussi prédire les impacts d'un développement proposé et assister à mettre en place des exigences de performance pour des systèmes individuels dans des zones en développement.

D'autres agences peuvent avoir ou gérer certaines données nécessaires pour gérer des systèmes individuels. Par exemple, les agences environnementales ou de planification collectent, stockent et analysent souvent des données de caractérisation des sols et des eaux. Développer une politique de partage des données avec d'autres entités par des accords de coopération peut aider toutes les organisations impliquées dans les problématiques liées à la santé et à l'environnement à améliorer l'efficacité et la performance globale du programme. L'agence de gestion doit s'assurer que les données sur les systèmes existants sont disponibles pour les autorités de la santé et des ressources en eau pour que leurs activités et analyses reflètent cet aspect important de la protection de la santé humaine et de l'environnement.

13.6.11 Critères d'évaluation de programme et procédures

Evaluer l'efficacité des éléments d'un programme de gestion « in situ » comme la planification, le financement, la mise en application et la certification des fournisseurs de service peut fournir une information valable pour améliorer les programmes. Une évaluation régulière et structurée de tout programme peut fournir une information utile pour les gestionnaires de programme, le public, les régulateurs et les décisionnaires. Des évaluations de programme régulières doivent être réalisées pour analyser les méthodes et procédures du programme, identifier les problèmes, évaluer le potentiel d'amélioration par de nouvelles technologies ou améliorations du programme, et s'assurer que le financement est disponible pour soutenir les programmes et ajuster leurs buts. Le processus d'évaluation du programme devrait inclure :

- Un système de suivi pour mesurer le succès et pour évaluer et adapter les éléments du programme ;
- Processus pour comparer les accomplissements du programme à ses buts et objectifs ;
- Approches pour adapter les buts et objectifs si les conditions internes et externes changent ;
- Processus pour initier des actions administratives ou légales pour améliorer le fonctionnement du programme ;
- Un rapport annuel sur l'état, les tendances et accomplissements du programme de gestion ; et
- Endroits pour échanger l'information entre acteurs du programme.

Une variété de techniques et de processus peuvent évaluer les programmes pour analyser les éléments administratifs et de gestion. La méthode choisie pour chaque programme dépend des circonstances locales, du type et nombre d'acteurs impliqués et du niveau de soutien généré par les agences de gestion pour conduire une revue prudente, objective et détaillée du succès du programme dans la protection de la santé et des ressources en eau. Quelle que soit la méthode sélectionnée, le personnel expérimenté doit évaluer le programme à des intervalles réguliers et impliquer les acteurs du programme.

De nombreuses organisations d'Etat, locales et privées ont mis en œuvre des programmes de gestion basée sur les performances pour une large gamme d'activités, depuis l'établissement du budget de l'Etat jusqu'à des opérations de production industrielle. L'objectif de ces programmes est de lier les ressources requises avec des objectifs de gestion et d'assurer une amélioration continue. Les programmes de gestion « in situ » peuvent aussi demander à des entités partenaires d'utiliser leur expérience pour aider à développer et mettre en œuvre des processus d'évaluation interne.

13.7 Etude de cas : Traitement et réutilisation pérennes des eaux usées au Maroc – Projet de pérennité des ressources en eau, 1996-2003

Ce projet subventionné par USAID a efficacement amélioré la gestion des ressources en eaux du Maroc grâce à une approche de technologie appropriée (approche dure) combinée à une bonne gouvernance (approche douce). Plus spécifiquement, les « approches dures » désignent les technologies et structures physiques utilisées pour développer, stocker, transporter, améliorer la productivité de l'eau, et traiter les eaux et eaux usées. Les « approches douces » mettent en avant la dimension humaine de la gestion des eaux et emploient des méthodes de bonne gouvernance et des accords institutionnels, incluant des éléments de participation et de développement des capacités aux niveaux local, national et régional. Cette étude de cas montre comment les complémentarités des approches dures et douces peuvent améliorer la pérennité de projets sur les eaux et eaux usées dans une variété d'arrangements institutionnels, de contraintes financières et capacités techniques.

En 1996, USAID a lancé le programme pour la pérennité des ressources en eau du Maroc (WRS) pour améliorer la gestion des ressources en eau dans les secteurs urbain, agricole et industriel avec des projets pilotes et un soutien pour les réformes institutionnelles ciblées. Un de ces projets impliquait la mise en œuvre d'une installation de traitement et de réutilisation des eaux usées à Drarga, au sud du Maroc. La commune de Drarga a minimisé les dangers pour la santé humaine dus aux mares d'eaux usées brutes et à la contamination des puits en construisant des stations de traitement des eaux usées domestiques et en réutilisant les eaux traitées en irrigation. Les approches douces ont permis à la station d'épuration de mettre en œuvre des dispositifs efficaces de récupération des coûts et ont assuré le fonctionnement de la station à long terme. Les approches douces assurent que les solutions technologiques et d'infrastructures aux problèmes sanitaires sont mises en œuvre de manière pérenne pour donner des résultats durables. Les leçons spécifiques apprises

ont démontré l'efficacité des approches douces suivantes pour le développement d'infrastructures et le transfert des technologies : participation de la communauté, implication du public, renforcement institutionnel et des capacités.

13.7.1 Le défi du traitement dans la ville de Drarga

Au vu des projections indiquant que la demande en eau devrait dépasser l'offre en 2020, une gestion améliorée des ressources en eaux est la clé du développement futur durable pour le Maroc. La population de Drarga, actuellement de plus de 8 000 habitants, se développe rapidement et devrait doubler dans les 10 prochaines années. Au début des années 90, la ville a construit un système de distribution d'eau potable, alors que la collecte des eaux usées était encore rudimentaire et envoyait ces eaux dans des mares sans traitement. L'eau d'irrigation est rare et certains fermiers creusent des puits profonds qui vident les nappes. La solution permettant de relever le défi est d'installer des systèmes de traitement des eaux usées et de réutilisation de l'eau traitée dans l'agriculture.

13.7.2 Sélection et utilisation de technologies appropriées

A Drarga, sélectionner des technologies appropriées et innovantes est la moitié du travail. La deuxième moitié est de s'assurer que les bénéficiaires mettent en œuvre ces méthodologies après la fin du projet avec des approches douces de développement de capacité, planification participative, résolution de problèmes et partage des ressources.

Le Maroc compte 63 stations d'épuration employant des technologies comme les boues activées, le lagunage, les filtres, et des bassins de stabilisation et d'infiltration. Malheureusement, la plupart de ces stations ne peuvent fonctionner par manque de fonds et de capacité technique. Sélectionner un système de filtration-percolation dans le sable pour Drarga fut basé sur le besoin d'une installation à faible coût et facile à faire fonctionner qui pouvait être adapté à l'environnement local et reproductible dans tout le Maroc. Le nouveau système comprend deux bassins de stockage de 1 000 m³ qui peuvent être facilement agrandis avec la croissance de la population et peuvent distribuer l'effluent traité aux fermiers pour l'irrigation.



Bassin de stockage des effluents traités à Drarga, sud du Maroc

De nombreux aspects techniques du projet furent conçus en gardant en tête des aspects de recouvrement des coûts en recyclant les sous-produits de la station.

Par exemple, des revenus sont produits en vendant les eaux usées traitées aux fermiers pour irriguer une surface de 6 hectares tout autour du site de construction de la station. Les roseaux sont coupés deux fois par an des lits de traitement tertiaire et vendus pour créer des revenus. Les boues résiduelles issues des bassins anaérobies sont pompées, séchées et mélangées à des déchets organiques de Drarga pour produire du compost. Le méthane produit

par les bassins anaérobies est récupéré et converti en énergie pour faire fonctionner les pompes de la station, réduisant ainsi les coûts d'électricité.

13.7.3 Résultats

Le projet a fourni beaucoup de très bons résultats au profit de la communauté de Drarga. La station de Drarga traite plus de 800 m³ d'eaux usées par jour. La station recouvre tous ses coûts de fonctionnement et d'entretien (O&M) et a été transférée à un opérateur capable de la gérer. Le recouvrement des coûts est tel qu'il a permis à la station de fonctionner continuellement depuis octobre 2000 et d'atteindre régulièrement les objectifs de réduction des paramètres clés de la pollution comme la DBO₅, les nitrates (ou azote), les coliformes fécaux, et les parasites. Les conditions sanitaires de Drarga ont été beaucoup améliorées grâce à l'élimination des mares d'eaux usées brutes et les résidents ont noté une hausse de l'immobilier.

Les fermiers utilisant les eaux traitées pour l'irrigation en retirent de nombreux avantages. Ils ont accès à une quantité assurée d'eau à faible prix et économisent sur l'achat de fertilisant vu que l'eau traitée contient déjà les éléments fertilisants requis par les cultures. De plus, le prix des terres agricoles près de cette nouvelle source d'eau d'irrigation a été multiplié par huit depuis le début du projet.

13.7.4 Approches douces – les clés du succès

Un aspect clé du projet WRS est la mobilisation du public pour adopter la gestion intégrée des ressources en eau pour assurer la pérennité de ces ressources. Le projet a encouragé la participation du public par différents moyens:

Information du public – depuis le début, WRS a mené des activités d'information du public pour que la communauté accepte les changements de pratiques requis et solutions techniques mises en œuvre par le projet. Des évaluations participatives ont estimé comment et si les gens distinguaient les différentes sources d'eau (de bouteille, robinet, puits, et eaux usées), les pratiques d'irrigation actuelles, la volonté des fermiers à payer pour de l'eau usée traitée. Cette information a complété l'analyse technique, complétant l'évaluation de base de la zone cible et fournissant un input critique sur les options de traitement des eaux usées et d'irrigation acceptables pour la communauté. De plus, le processus participatif a aidé à construire un réseau de résidents de la communauté chargés d'améliorer la qualité des ressources en eau de la zone et de s'approprier le projet. Une consultation continue a permis aux bénéficiaires de soutenir et de participer au projet. Les activités d'information du public se sont focalisées pour aider les communautés à comprendre les bénéfices dus aux changements de pratiques et à accepter les solutions techniques introduites par WRS.

Un outil important dans le développement de la participation et l'intérêt du public dans les activités du projet et la dissémination des résultats des actions du projet est l'implication des médias (presse, radio, télévision) dans les activités du projet. Les médias marocains ont couvert des événements comme la signature

des accords collectifs et la progression de la construction. En plus des médias nationaux, WRS a demandé au centre audio-visuel de l'École Nationale d'Agriculture de Meknès d'enregistrer sur vidéo les problèmes devant être résolus par le projet, les interventions de l'équipe du projet au travail et les résultats des activités du projet. Ces vidéos furent présentées lors des rencontres des comités de pilotage régionaux et interministériels pour présenter l'avancement du projet pilote.

Développer un partenariat avec les communautés – un partenariat a permis aux acteurs de créer un accord formel sur la participation financière locale et toute autre contribution (e.g, terre, travail) ce qui a favorisé l'appropriation du projet. Les partenaires comptaient l'association Al Amal des consommateurs d'eau –futur gérant de la station après sa construction, le Gouverneur d'Agadir – qui a facilité les procédures administratives, la Commune de Drarga qui a fourni la terre, et l'Agence Régionale pour la Planification et la Construction (ERAC-Sud) qui a financé 30 % du projet. Ce partenariat fut conclu avec la signature d'un accord collectif qui inclut le Ministère de l'Environnement et le projet WRS, et cet accord facilita une communication fréquente sur les progrès, succès et difficultés ainsi qu'une certaine transparence entre les partenaires.

Développement des capacités et aptitudes – le partenariat a aussi fourni un point d'entrée pour améliorer les capacités locales à gérer la station après la fin de l'assistance de l'USAID. Par exemple, pendant la phase de planification, les partenaires ont fait un voyage d'étude aux Etats Unis où ils ont vu plusieurs installations de traitement d'eaux usées et de réutilisation des effluents traités avec des technologies similaires et ont beaucoup appris sur le fonctionnement et l'entretien, le recouvrement des coûts et les problèmes institutionnels de gestion de ces installations. Les partenaires ont aussi été formés au Maroc, sur le fonctionnement de la station, sa gestion financière et la réutilisation des eaux usées. De tels ateliers et voyages d'étude ont renforcé les capacités institutionnelles et les liens entre les partenaires du projet.

Implication des institutions publiques – vu que plusieurs ministères de partagent la gestion des ressources en eaux, un comité de direction interministériel a été créé et fournit un forum pour partager des soucis, coordonner des activités, étudier les activités du WRS et fournir des représentants locaux pour assurer que les interventions du projet reçoivent un large soutien institutionnel au niveau local.

13.8 Références

ELIASSON, J.M., LENNING, D.A., and WECKER, S.C., 2001. *Critical Point Monitoring – A New Framework for Monitoring On-Site Wastewater Systems*. In *Onsite Wastewater Treatment: Proceedings of the Ninth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI.

ENGLISH, C.D., and YEAGER, T.E., 2001. *Considerations About the Formation of Responsible Management Entities (RME) as a Method to Insure the Viability of Decentralized Wastewater Management Systems*. Unpublished manuscript presented at the Ninth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, Austin TX. Sponsored by the American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI.

HONACHEFSKY, W., 2000. *Ecologically-Based Municipal Land Use Planning*. ISBN 1566704065. Lewis Publishers, Inc., Boca Raton, FL.

HOOVER, M.T., and BEARDSLEY, D., 2000. *Science and regulatory decision making*. Small Flows Quarterly, 1(4). National Small Flows Clearinghouse, Morgantown, WV.

HOOVER, M.T., and D. BEARDSLEY. 2001. *The weight of scientific evidence*. Small Flows Quarterly 2(1). National Small Flows Clearinghouse, Morgantown, WV.

KREISSL, J., and OTIS, R., 1999. *New Markets for Your Municipal Wastewater Services: Looking Beyond the Boundaries*. In *Proceedings: Water Environment Federation Workshop*, October 1999, New Orleans, LA.

NAWATHE, D., 2000. *Using Smart Controllers with Remote Monitoring Capability to Meet New Market Needs*. In *Onsite: The Future of Water Quality*, NOWRA 2000 Conference Proceedings. National Onsite Wastewater Recycling Association, Inc., Laurel, MD.

OTIS, R.J., MCCARTHY, B.J., and CROSBY, J., 2001. *Performance Code Framework for Management of Onsite Wastewater Treatment in Northeast Minnesota*. In *On-Site Wastewater Treatment: Proceedings of the Ninth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI.

STEPHENS, L.D., 2000. *Remote Management: A Valuable Tool for the Future of Decentralized Wastewater Treatment*. In *Onsite: The Future of Water Quality*, NOWRA 2000 Conference Proceedings. National Onsite Wastewater Recycling Association, Inc., Laurel, MD.

U.S ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), 1980. *Design Manual: Onsite Wastewater Treatment and Disposal Systems*. EPA 625-1-80-012. Office of Research and Development and Office of Water, Cincinnati, OH.

U.S ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), 2000. *Draft EPA Guidelines for Management of Onsite/Decentralized Wastewater Systems*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wastewater Management, Washington, DC. Federal Register, October 6, 2000, <<http://www.epa.gov/owm/decent/index.htm>>.

WASHINGTON DEPARTMENT OF HEALTH, 1994. *On-site sewage system regulations*. Chapter 246-272, Washington Administrative Code, adopted March 9, 1994, effective January 1, 1995. Washington Department of Health, Olympia, WA. <<http://www.doh.wa.gov/ehp/ts/osreg1.doc>>.