



Programme d'Appui à la Gestion  
Intégrée des Ressources en Eau  
برنامج دعم التدبير المندمج للموارد المائية



## Elaboration d'une approche de gestion intégrée des ressources en eau non-conventionnelles

---

*Basée sur l'analyse de la valeur potentielle des pratiques émergentes de l'épuration et de la valorisation des eaux usées au Maroc*

### **Partie 2**

26 mars 2013

## Commettant

Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit– Coopération Technique Allemand (GIZ)



## Mandataire

Institut für angewandtes Stoffstrommanagement– Institut de la Gestion des Flux de Matières (IfaS)

Université des Sciences Appliquées de Trèves - Umwelt-Campus Birkenfeld



## Gestion du Projet

Prof. Dr. Peter Heck (Directeur IfaS)

## Elaboré par

Nina Runge, Dipl.-Betriebswirtin (FH), M.Sc., M.Eng., IfaS

Marco Angilella, Dipl.-Betriebswirt (FH), IfaS

Nele Sutterer, M.Sc. agr., IfaS

Prof. Dr. Thomas Dockhorn, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig

Wu, Xin, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig

Anette Vocks, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig

Joachim Böttcher, Areal GmbH

Deepak Gajurel, Areal GmbH

Silvia Ohms, Areal GmbH

Dr. Ingo Bruch, Büro Bruch

Antonin Cougnet, Roediger Vacuum

Prof. Brahim Soudi, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II

Dr. Fatiha El Hafiane, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II

Prof. Said Rhoulane

# Sommaire

<b>SOMMAIRE</b> .....	<b>I</b>
<b>LISTE DES ABREVIATIONS</b> .....	<b>IV</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>VI</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>VIII</b>
<b>1 INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>2 CONCEPT ET APPROCHES DE LA GESTION DURABLE DES RESSOURCES EN EAU</b> .....	<b>7</b>
2.1 Gestion intégrée des ressources en eau .....	7
2.2 Assainissement durable .....	7
2.3 Assainissement écologique .....	10
2.4 Economie circulaire .....	11
2.5 Gestion de flux de matériaux.....	12
2.6 Nouveaux Systèmes Sanitaires (NASS).....	15
<b>3 ANALYSE &amp; EVALUATION DES TECHNOLOGIES</b> .....	<b>18</b>
3.1 Economie de l'eau .....	18
3.1.1 Habitat & Tourisme .....	18
3.1.2 Industrie.....	23
3.1.3 Agriculture.....	25
3.2 Collecte des eaux usées .....	28
3.2.1 Systèmes unitaires.....	28
3.2.2 Systèmes séparatifs .....	29
3.2.3 Assainissement gravitaire .....	29
3.2.4 Assainissement sous pression .....	30
3.2.5 Assainissement sous-vide .....	30
3.2.6 Assainissement avec des réseaux d'égout à faible diamètre .....	31
3.3 Traitement et valorisation des eaux usées en milieu urbain .....	32
3.3.1 Traitement primaire/mécanique .....	32
3.3.2 Traitement secondaire/biologique .....	34
3.3.2.1 Traitement anaérobie .....	34
3.3.2.2 Filtres plantés .....	50
3.3.2.3 Lit bactérien .....	61
3.3.2.4 Lagunage .....	62

3.3.2.5	Boues Activées .....	70
3.3.2.6	Résumé.....	72
3.3.3	Traitement tertiaire (désinfection) & affinage (élimination de N/P).....	75
<b>3.4</b>	<b>Traitement et valorisation des eaux usées en milieu rural.....</b>	<b>79</b>
3.4.1	Latrines .....	79
3.4.2	Fosse septique avec traitement par le sol .....	80
3.4.3	Toilettes sèches à séparation d'urine et filtre planté .....	81
3.4.3.1	Stockage des eaux jaunes.....	82
3.4.3.2	Traitement des fèces.....	83
3.4.3.3	Filtre planté pour les eaux grises.....	85
3.4.4	Traitement anaérobie.....	86
3.4.4.1	UASB.....	87
3.4.4.2	Co-fermentation des eaux usées avec fumier pour la production de biogaz .....	88
3.4.4.3	Traitement anaérobie & filtre planté .....	91
3.4.4.4	Résumé.....	92
<b>3.5</b>	<b>Réutilisation des eaux usées épurées .....</b>	<b>94</b>
3.5.1	Suggestions pour l'utilisation des EUE pour l'irrigation.....	95
3.5.2	Conditions et « suppositions » de réussite des projets de réutilisation au Maroc.....	111
<b>3.6</b>	<b>Traitement et valorisation des boues d'épuration .....</b>	<b>112</b>
3.6.1	Procédé de stabilisation .....	112
3.6.1.1	Stabilisation aérobie simultanée de la boue .....	112
3.6.1.2	Stabilisation aérobie thermophile de la boue .....	113
3.6.1.3	Stabilisation anaérobie thermophile de la boue .....	113
3.6.1.4	Traitement à l'hydrate de calcium .....	114
3.6.1.5	Traitement à la chaux vive .....	115
3.6.1.6	Compostage en silos.....	115
3.6.1.7	Transformation de la boue d'épuration en humus .....	116
3.6.1.8	Séchage solaire de la boue d'épuration .....	116
3.6.1.9	Entreposage de longue durée .....	117
3.6.2	Traitement anaérobie des boues d'épuration.....	118
3.6.3	Épaississement et dessèchement de la boue d'épuration .....	128
<b>3.7</b>	<b>Récupération des nutriments .....</b>	<b>132</b>
3.7.1	Récupération des nutriments à partir des eaux de centrifugat.....	132
3.7.1.1	Extraction de l'ammoniaque .....	132
3.7.1.2	Précipitation de MAP .....	141
3.7.2	Récupération des nutriments à partir des eaux usées séparées .....	152
3.7.2.1	Extraction de l'ammoniaque (eaux jaunes).....	155
3.7.2.2	Précipitation de MAP (eaux jaunes) .....	157
3.7.2.3	Traitement anaérobie (eaux noires).....	159
3.7.3	Résumé .....	162
<b>3.8</b>	<b>Optimisation des stations d'épuration existantes.....</b>	<b>165</b>
3.8.1	Lagunage.....	165
3.8.1.1	Lagunages non-aéré .....	165
3.8.1.2	Lagunages aérés .....	168
3.8.1.3	Autres solutions .....	169
3.8.2	STEPs à boues activées .....	170

<b>3.9</b>	<b>Gestion des eaux pluviales.....</b>	<b>175</b>
3.9.1	Captage et utilisation des eaux pluviales.....	176
3.9.2	Infiltration des eaux pluviales.....	180
3.9.3	Réduction des eaux de ruissellement par les toitures végétalisées .....	183
<b>4</b>	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>186</b>
	<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>189</b>

## Liste des Abréviations

a	An
ABH	Agences des Bassins Hydrauliques
AFM	Anaérobie – Facultatif - Maturation
AGIRE	Programme d'Appui à la Gestion Intégrée des Ressources en Eau
AW	Applied water: Eau apportée par précipitation ou irrigation
C	Carbone
CAHR	Chenal Algal à Haut Rendement
CE	Conductivité électrique
CS	Charge surfacique
DCO	Chemischer Sauerstoffbedarf: Demande Chimique en Oxygène
DBO <sub>5</sub>	Demande Biologique en Oxygène en 5 jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DRA	Département de l'Agriculture
DW	Eau drainée
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Association Allemande pour la Gestion des Eaux, des Effluents et des Déchets)
E. Coli.	Escherichia coli
Ea	Efficacité de l'irrigation
ECe max	Conductivité électrique moyenne de l'extrait de pâte saturée
ECOSAN	Ecological Sanitation: l'assainissement écologique
ECw	Conductivité de l'eau d'irrigation
EH	Equivalent Habitant
EP	Eaux Pluviales
EPA	Environmental Protection Agency
ET <sub>0</sub>	Evapotranspiration de référence
ET <sub>c</sub>	Evapotranspiration d'une culture
EUE	Eaux usées épurées
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organisation des nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture)
FBR	Réacteurs à lit fluidisé
GIRE	Gestion Ingérée des Ressources en Eau
GIZ	Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (Coopération Technique Allemande)
hab	Habitant
HA <sub>c</sub>	Equivalent acide acétique
IAV	Institut Agronomique et Vétérinaire
IR <sub>g</sub>	Besoin de lessivage brut
j	Jour
K	Kalium (potassium)
Kc	Coefficient d'une culture,
KfW	Kreditanstalt für Wiederaufbau: Banque pour la reconstruction
K <sub>r</sub>	Facteur de réduction de la couverture végétale
kWh	Kilowattheure
LF	Fraction de lessivage
LR	Leaching requirement: besoins de lessivage
m <sup>3</sup>	Mètre cube
MAP	Magnesium Ammonium Phosphate
Mds	Milliard
MENA	Middle East and North Africa: Moyen-Orient et Afrique du Nord
MES	Matières en Suspension

Mg	Magnesium
mg	Milligramme
Mio	million
ml	Mètre linéaire
Mm <sup>3</sup>	Million m <sup>3</sup>
MO	Matière Organique
MOS	Matière Organique Sèche
MS	Matière sèche
MWh	Mégawattheure
N	Azote
NASS	Neuartige Sanitärsysteme: nouveaux systèmes sanitaires
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
P	Phosphore
PDAIRE	Plan Directeur d'Aménagement Intégré des Ressources en Eau
P <sub>e</sub>	Pluie efficace
PNA	Plan National d'Assainissement
PNE	Plan National de l'Eau
RAFADE	Réacteur anaérobie à flux ascendant et à deux étapes
RGP	Potentiel de gaz résiduel
SAR	Sodium Adsorption Ratio : le taux d'adsorption de sodium
SAU	Surface Agricole Utile
SDNAL	Schéma Directeur National d'Assainissement Liquide
SEEE	Secrétariat d'Etat Chargée de l'Eau et l'Environnement
STEP	Station d'Épuration
TDSU	Toilettes de Déshydratation à Séparation d'Urine
TRH	Temps de rétention hydraulique
TSSU	Toilette sèche avec séparation d'urine
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UV	Ultra Violet
WHO	World Health Organization

## Liste des Figures

Figure 1 : Vision d'une gestion intégrée des ressources en eau en milieu urbain .....	3
Figure 2 : Potentiel théorique en nutriments et énergie au Maroc .....	5
Figure 3 : Les composantes techniques de l'assainissement durable .....	9
Figure 4: Flux de matières, d'énergie et de ressources financières dans un système sans gestion de flux de matériaux .....	14
Figure 5: Flux de matières, d'énergie et de ressources financières dans un système avec gestion de flux de matériaux .....	14
Figure 6 : Analyse des flux de matières des eaux usées communales (d'après Otterpohl) .....	16
Figure 7 : Régulateurs de débit .....	19
Figure 8 : Installation de collecte de pluie .....	21
Figure 9 : Schéma des différents niveaux de dégradation anaérobie .....	35
Figure 10 : Répartition de procédés anaérobies .....	37
Figure 11 : Schéma du réacteur UASB (BIOPAQ® - System) .....	38
Figure 12 : Efficacité d'abattement de DCO en fonction de la température .....	39
Figure 13 : Coûts d'investissement pour les installations UASB au Maroc (calculé selon les approches de Beckereit et Ghazy) .....	44
Figure 14 : Coûts d'investissement et d'exploitation pour les installations UASB au Maroc .....	45
Figure 15 : Coûts annuels totaux des installations UASB sans et avec les recettes de la production d'électricité au Maroc .....	46
Figure 16 : Bilan matière du traitement anaérobie des eaux usées .....	47
Figure 17 : Equivalent d'émissions de CO <sub>2</sub> par rapport à la concentration de DCO dans l'affluent (T = 20°C et taux d'abattement de DCO = 70%) .....	48
Figure 18 : Structure d'une station d'épuration végétale avec prétraitement (areal-FTK), filtre planté d'écoulement vertical (BVF) et réservoir d'eau d'usage .....	51
Figure 19 : Filtre planté à écoulement vertical .....	52
Figure 20: Flux de matières station d'épuration végétale verticale .....	57
Figure 21 : Bilan de flux de matières d'un lit bactérien avec prétraitement .....	62
Figure 22 : Fonctionnement d'un étang aéré et non-aéré .....	64
Figure 23 : Lagunage aéré .....	64
Figure 24 : Bilan de flux de matériaux d'un lagunage aéré .....	68
Figure 25 : Bilan de flux de matières d'un lagunage naturel .....	68
Figure 26 : Bilan de flux de matériaux pour le traitement par boues activées .....	71
Figure 27 : Procédés d'infiltration d'une latrine .....	80
Figure 28 : Schéma d'une fosse septique .....	80
Figure 29 : Toilette séparant les urines sans chasse avec un confort accru pour l'utilisateur, TSSU avec une cuvette intégrée pour collecter les eaux de nettoyage anal et système à deux chambres .....	81
Figure 30 : Bilan matière du stockage de l'urine .....	83
Figure 31 : Cuvette de compostage TerraNova .....	84
Figure 32 : Bilan de flux de matières pour le compostage des fèces .....	85
Figure 33 : Bilan de flux de matières d'un filtre planté pour le traitement des eaux grises .....	86
Figure 34 : Fosse septique modifié (anaerobic baffled reactor) .....	87
Figure 35 : Bilan de flux de matières d'un réacteur UASB .....	88
Figure 36 : Bilan de flux de matières pour un traitement anaérobie et un filtre planté .....	92
Figure 37: Conceptual framework for sustainable use of treated sewage effluent in agriculture (after Huibers and Raschid-Sally 2005) .....	95
Figure 38 : Plages de température de la stabilisation anaérobie de la boue .....	114
Figure 39 : Vue d'ensemble sur le procédé de séchage solaire de la boue d'épuration .....	117
Figure 40 : Stabilisation des boues en Allemagne relatif au nombre d'EH connecté .....	118

Figure 41 : Dépendance de la durée de stabilisation du niveau de température lors du procédé de stabilisation anaérobie de la boue brute .....	120
Figure 42 : Domaines d'application recommandés pour le procédé biologique de la stabilisation de la boue..	122
Figure 43 : Coûts d'investissement par le calcul d'une digestion de boue pour le Maroc .....	123
Figure 44 : Coûts annuels spécifiques de la digestion de la boue au Maroc.....	124
Figure 45 : Coûts totaux annuels de la digestion de la boue en tenant compte des recettes issues de la production de courant avec des teneurs en substances solides différentes (en % MS) dans la boue alimentée .....	125
Figure 46 : Bilan des matières de la digestion de la boue .....	126
Figure 47 : Réduction du volume par séparation du liquide surnageant .....	129
Figure 48 : Évacuation du liquide surnageant via des ouvertures dans des planchers en béton latéraux .....	130
Figure 49 : Schéma du procédé d'extraction d'ammoniaque .....	132
Figure 50 : Dépendance pH de l'équilibre ammonium/ammoniaque.....	133
Figure 51 : Divers corps de remplissage.....	134
Figure 52 : Volume d'air minimum pour l'extraction en présence de différentes températures d'exploitation	135
Figure 53 : Coûts annuels d'une installation d'extraction d'un débit de 600 m <sup>3</sup> /d au Maroc compte tenu de différentes concentrations de NH <sub>4</sub> N dans les eaux usées traitées .....	138
Figure 54 : Bilan matière de l'extraction d'ammoniaque.....	139
Figure 55 : Production de MAP sous forme de poudre (à gauche) et de granulés (à droite) .....	142
Figure 56 : Schéma opérationnel d'une installation MAP (Entreprise Ostara) .....	144
Figure 57 : Principe du Crystalactor® et aperçu des réacteurs à Geestmerambacht.....	146
Figure 58 : Schéma du déroulement de la production de MAP au Maroc.....	147
Figure 59 : Répartition en pour-cent des coûts de production de MAP (sans les produits de la vente) .....	148
Figure 60 : Coûts annuels spécifiques à la production de MAP et recettes de la vente de MAP.....	149
Figure 61 : Bilan matière de la production de MAP .....	150
Figure 62 : Bilan matière de l'extraction d'ammoniaque des eaux jaunes .....	156
Figure 63 : Bilan matière de la précipitation de MAP des eaux jaunes.....	158
Figure 64 : Coûts spécifiques à la dégradation des eaux noires par rapport aux DCO <sub>éliminé</sub> .....	160
Figure 65 : Installation de méthanisation .....	160
Figure 66 : Coûts annuels spécifiques aux installations de méthanisation dans le traitement des eaux noires (modifié selon Hornbacher) .....	161
Figure 67 : Coûts spécifiques aux installations de méthanisation dans le traitement des eaux noires par rapport au volume de gaz produit [22] .....	162
Figure 68 : Bilan matière du traitement anaérobie des eaux noires.....	162
Figure 69 : Filtre planté en aval de la station de lagunage à Volkertsweiler.....	167
Figure 70 : Influence du prélèvement graduel des eaux jaunes sur le volume nécessaires des bassins et sur le volume nécessaire des bassins pour la dénitrification (calcul exemplaire) .....	173
Figure 71 : Influence du prélèvement graduel des eaux jaunes sur les investissements nécessaires pour la construction d'une station à boues activées (calcul exemplaire) .....	173
Figure 72 : Modification du cycle hydrologique résultant de l'urbanisation .....	175
Figure 73: Composantes d'un système de captage et d'utilisation des eaux pluviales .....	178
Figure 74 : Réservoir d'eau de pluie installé au Brésil.....	179
Figure 75 : Éléments techniques permettant le choix d'une technique d'infiltration des eaux pluviales .....	182
Figure 76 : Technologies d'infiltration : Bassin d'infiltration, noue végétalisée et tranchée.....	183
Figure 77 : Structure des toitures végétalisées.....	184
Figure 78 : Toitures végétalisées et murs verts .....	184

## Liste des Tableaux

Tableau 1 : Projets NASS en Allemagne (dans le cadre du projet Ecosan de la GIZ) .....	17
Tableau 2 : Potentiels d'économie d'eau par technologie.....	21
Tableau 3 : Potentiels d'économie d'eau par groupe d'utilisateur .....	22
Tableau 4 : Potentiel d'économie d'eau par l'application des urinoirs secs .....	23
Tableau 5 : Analyse des systèmes de traitement primaire/mécanique .....	33
Tableau 6 : Grands réacteurs anaérobies pour le traitement des eaux usées municipales .....	36
Tableau 7 : Comparaison des paramètres de dimensionnement les plus importants du traitement anaérobie des eaux usées municipales avec les réacteurs UASB .....	41
Tableau 8 : Données d'exploitation des grandes installations UASB .....	42
Tableau 9 : Schéma pour la répartition des coûts selon les relations en Allemagne et au Maroc .....	44
Tableau 10 : Résumé des impacts environnementaux du traitement anaérobie des eaux usées.....	49
Tableau 11 : Potentiels de création de valeur ajoutée et d'efficacité des ressources du traitement anaérobie .	50
Tableau 12 : Dimensionnement des filtres plantés au Maroc en corrélation avec la température et la quantité d'eaux usées selon des principes internationaux de dimensionnement .....	53
Tableau 13 : Valeur actuelle des coûts du projet pour une station d'épuration végétale adaptée au traitement des eaux usées de 6.000 habitants.....	55
Tableau 14 : Coûts d'exploitation pour une station d'épuration végétale adaptée au traitement des eaux usées de 6.000 habitants.....	56
Tableau 15: Approche de dimensionnement marocaine pour des lagunages naturels.....	65
Tableau 16 : Approche de dimensionnement pour un lagunage naturel de 6.000 EH .....	66
Tableau 17 : Investissement et coûts d'exploitation de certains lagunages au Maroc.....	67
Tableau 18 : Analyse des systèmes de traitement biologique en milieu urbain.....	74
Tableau 19 : Rendement épuratoire du chenal algal de l'IAV à Rabat.....	76
Tableau 20 : Analyse de différentes méthodes de désinfection des eaux usées.....	77
Tableau 21 : Performances des réacteurs anaérobies à l'IAV à Rabat.....	88
Tableau 22 : Charges contenues dans les eaux usées d'une personne et dans le fumier d'une vache .....	90
Tableau 23 : Analyse des systèmes pour le traitement et la valorisation des eaux usées en milieu rural .....	93
Tableau 24: Critères de réutilisation des EUE au Maroc.....	97
Tableau 25: Suggestions pour l'interprétation de la qualité de l'eau en vue de l'utilisation pour l'irrigation: Salinité et Infiltration.....	99
Tableau 26: Suggestions pour l'interprétation de la qualité de l'eau en vue de l'utilisation pour l'irrigation: Azote et autres .....	100
Tableau 27: Concentration de différentes matières nutritives des eaux usées urbaines au Maroc.....	100
Tableau 28: Lignes directrices pour l'interprétation de la qualité de l'eau à des fins d'irrigation: Toxicité spécifique .....	101
Tableau 29: Composition des EUE (lagunage).....	101
Tableau 30: Bilan des éléments nutritifs : besoin de Jatropha (5 t de biomasse par hectare), les apports par 768 m <sup>3</sup> des EUE et la fourniture dans le sol .....	102
Tableau 31: Coefficients de cultures des plantes potentielles pour la production de biomasse avec les eaux usées traitées .....	103
Tableau 32 : Catégories d'eau usée .....	106
Tableau 33 : Quantité d'hectares fertilisé et irrigués par une quantité d'eau de 1.000.000 m <sup>3</sup> /a avec différentes charges en nutriments dans les EUE pour différents cultures .....	108
Tableau 34 : Contribution des nutriments contenus dans les eaux usées épurées à la consommation en nutriments de différentes cultures .....	110
Tableau 35 : Impacts environnementaux de la stabilisation anaérobie de la boue.....	127
Tableau 36 : Potentiels de valeur ajoutée et d'efficacité des ressources de la stabilisation anaérobie de la boue .....	128

Tableau 37 : Impacts environnementaux de l'épaississement et du dessèchement de la boue d'épuration ....	131
Tableau 38 : Installations de l'extraction de l'ammoniaque dans le domaine d'épuration des eaux usées municipales .....	135
Tableau 39 : Résumé des impacts environnementaux de l'extraction d'ammoniaque .....	140
Tableau 40 : Potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources de l'extraction d'ammoniaque .....	141
Tableau 41 : Potentiel de récupération du phosphate .....	143
Tableau 42 : Installations existantes pour la précipitation MAP .....	145
Tableau 43 : Résumé des impacts environnementaux de la production de MAP .....	151
Tableau 44 : Potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources de la production de MAP .....	152
Tableau 45 : Chiffres significatifs des charges d'urine par habitant.....	153
Tableau 46 : Chiffres significatifs des charges de fèces par habitant .....	154
Tableau 47 : Chiffres significatifs des charges d'eau grises par habitant .....	154
Tableau 48 : Résumé des impacts environnementaux de l'extraction d'ammoniaque des eaux jaunes.....	156
Tableau 49 : Potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources issues de l'extraction d'ammoniaque .....	157
Tableau 50 : Résumé des impacts environnementaux de la précipitation des MAP contenus dans les eaux jaunes .....	158
Tableau 51 : Potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources issues de la précipitation des MAP contenus dans les eaux jaunes .....	159
Tableau 52 : Analyse des systèmes pour la récupération des nutriments.....	164

# 1 Introduction

Les ressources hydrauliques dont dispose le Maroc sont limitées. Cette limitation est d'abord naturelle, en raison de la situation géographique du pays. Mais elle est accentuée par les besoins du développement démographique et par le gaspillage des ressources. Ces pressions sur les ressources en eau s'accompagnent d'une dégradation croissante et de plus en plus grave de leur qualité ce qui oblige le Maroc à s'orienter vers une gestion intégrée des ressources en eaux non conventionnelles basée sur l'identification et l'évaluation des options de traitement efficace et de la valorisation des eaux non conventionnelles en partant du principe de la gestion des flux de matières.

Les différents concepts et approches de la gestion durable des ressources en eau (cf. chapitre 2) explicitent que les eaux usées contiennent des quantités importantes en nutriments et en matière organique qui – dans le sens d'une gestion de flux de matériaux – méritent d'être valorisé au lieu d'appliquer des technologies coûteuses « fin de canalisation » qui visent l'élimination des ces ressources précieuses.<sup>1</sup>

La vision d'une gestion intégrée des ressources en eau appliquée dans cette étude vise la valorisation des eaux usées domestiques. L'objectif principal est d'atteindre les taux les plus élevés possibles de réutilisation des eaux usées épurées et d'orienter les procédés de traitement selon les exigences des différents types réutilisation pour bénéficier le plus possible des ressources contenues dans les eaux usées.

Les eaux usées traitées par les procédés biologiques serviront à une réutilisation comme par exemple à une irrigation des cultures céréalières/industrielles/fourragères ou bien des pâturages. Lors du traitement biologique, les potentiels d'une valorisation énergétique de la matière organique doivent être pris en considération. Si l'irrigation des cultures destinées à être consommées crues, des terrains de sport et des espaces publics est envisagé, un traitement tertiaire des eaux usées sera indispensable. A condition qu'une réutilisation apparaisse impossible, un traitement supplémentaire pour l'élimination d'azote et de phosphore pourrait être appliqué afin de pouvoir réaliser une recharge de la nappe phréatique. En plus, le potentiel de l'utilisation des eaux usées qui sont soumises à un traitement mécanique pour la production de la biomasse pourrait être analysé si les conditions locales le permettent.

Bien sur la gestion intégrée des ressources en eau inclut aussi les mesures pour l'économie de l'eau. Certaines mesures applicables pour achever une réduction de la consommation en eau dans les secteurs de l'habitat, de l'agriculture et dans l'industrie seront présentées dans le chapitre 3.1. Le chapitre 3.2 compare différents systèmes de collecte des eaux usées.

Le traitement et les potentiels de valorisation des eaux usées industrielles ne font pas partie de cette étude comme les eaux usées industrielles exigent en général un traitement autonome spécifique.

Selon les principes de la gestion intégrée des ressources en eau, les eaux pluviales exigent une collecte séparée comme les eaux pluviales peu pollués peuvent servir à une utilisation directe au niveau décentralisé. Certaines propositions pour une gestion durable des eaux pluviales seront présentées dans le chapitre 3.9. Les analyses de flux de matière élaborées dans le chapitre 3 ne considèrent que les eaux usées collectés séparément des eaux pluviales. Cependant, certains bilans

---

<sup>1</sup> Cf. Werner, C.; Fall, P.; Schlick, J.; Mang, H.-P. : Raisons pour et principes de l'Assainissement Écologique, 2008

de flux de matières considèrent les eaux de centrifugat, les eaux jaunes ainsi que les eaux noires comme matière entrant.

La Figure 1 résume cette vision d'une gestion intégrée des ressources en eau en milieu urbain.

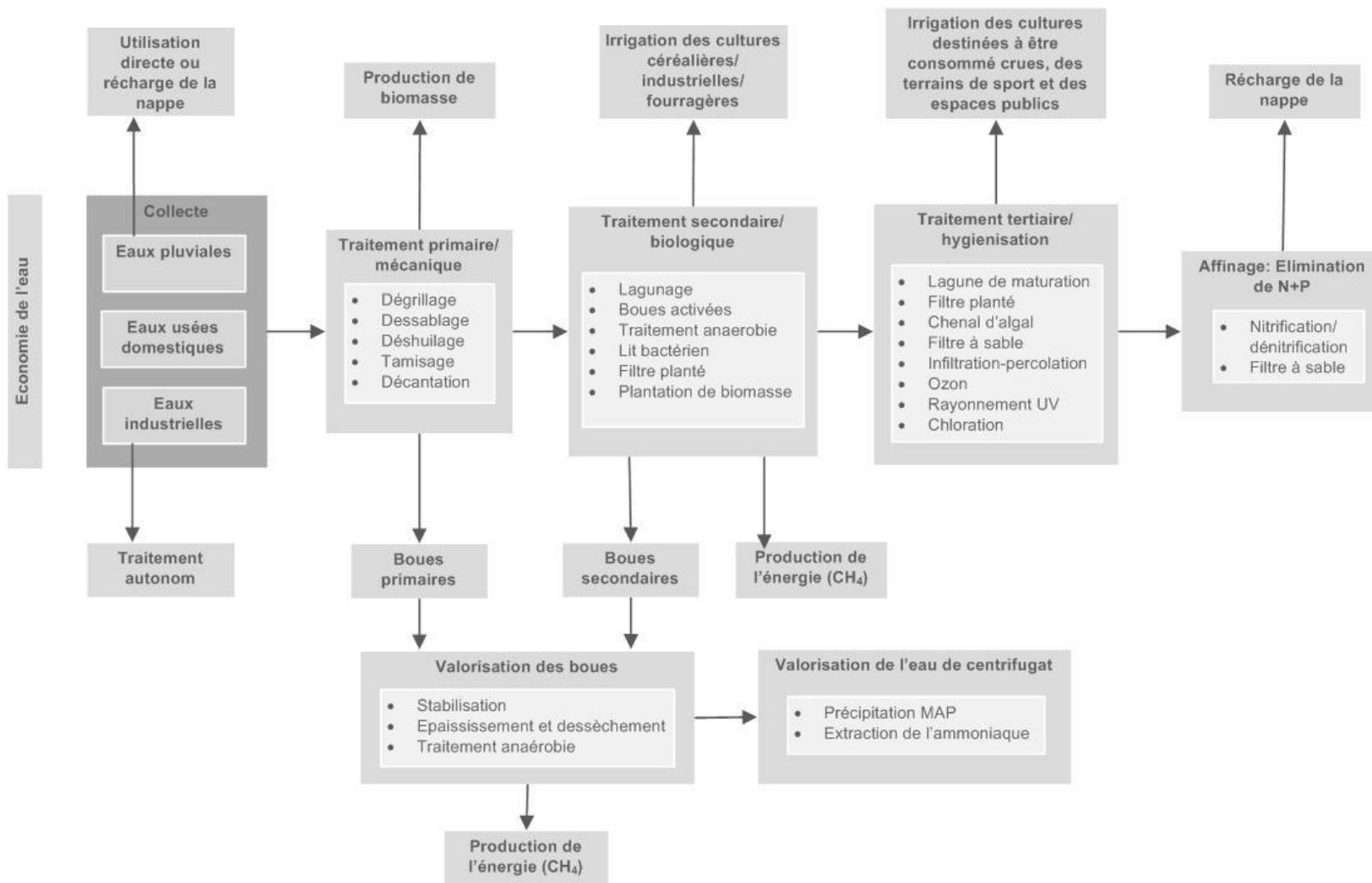


Figure 1 : Vision d'une gestion intégrée des ressources en eau en milieu urbain

Le milieu rural est caractérisé par les conditions spécifiques (habitat dispersé, infrastructure insuffisante, etc.) qui nécessitent des solutions adaptées pour le traitement et la valorisation des eaux usées. Pour le milieu rural les systèmes suivants seront analysés dans le chapitre 3.5 :

- Latrines
- Fosse septique avec traitement par le sol
- Toilettes sèches à séparation d'urine et filtre planté
- Co-fermentation des eaux usées avec le fumier
- Filtre planté avec digesteur pour prétraitement
- Réacteur UASB à petite échelle.

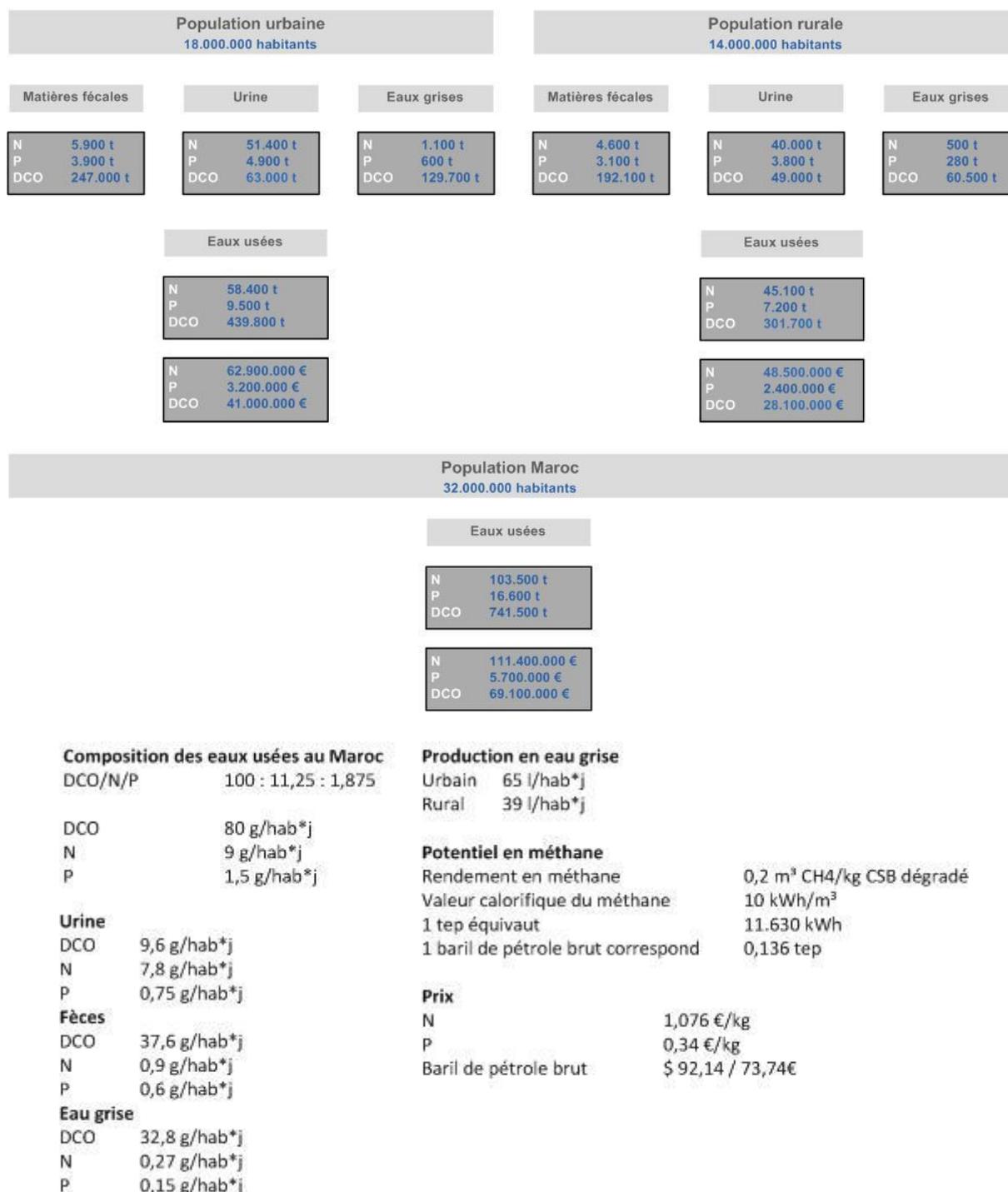
Une gestion intégrée des ressources en eau entraîne au Maroc plusieurs opportunités de valorisation des sous-produits de l'épuration des eaux usées. Certains potentiels théoriques sont présentés dans ce qui suit.

- La valorisation des eaux épurées urbaines et rurales à travers leur valeur hydrique permettra de générer des potentiels théoriques en eau d'irrigation pour irriguer entre 90.000 ha/an<sup>2</sup> de surface agricole, ce qui correspond à environ 10% de la SAU irriguée au Maroc.
- Les eaux usées épurées apportent aussi bien les éléments majeurs que certains oligo-éléments et d'autres éléments essentiels comme le calcium et le magnésium. La population actuelle de 32 mio. d'habitants au Maroc génère un potentiel théorique de 103.500 t/a d'azote et 16.600 t/a de phosphore.
- L'état actuel des sols marocains, à savoir leur qualité dégradée et leur pauvreté en matière organique, justifie amplement l'utilisation des boues d'épuration en termes d'amendements et fertilisants. La valorisation matérielle des boues (en agriculture, en sylviculture et pour la réhabilitation des sols dégradés) permettra de générer des gains en termes d'économie des engrais et d'amélioration de la qualité des sols et donc de leur productivité.
- Vue la dépendance énergétique du Maroc, il serait intéressant d'envisager les possibilités d'utiliser les eaux usées ou bien les boues d'épuration pour répondre au moins à une partie de la demande en énergie, par exemple pour couvrir la demande énergétique des stations d'épuration. Le potentiel énergétique théorique de la matière organique contenue dans les eaux usées qui pourrait être valorisé s'élève à 741.500 t/a de DCO ce qui est équivalent à 102.000.000 m<sup>3</sup>/a de méthane ou bien 88.000 tep/a.

La figure suivante montre les potentiels théoriques en nutriments (N et P) et en énergie (DCO) au niveau urbain et rural. Les potentiels sont exprimé en tonnes et en €.

---

<sup>2</sup> Supposant un besoin moyen des cultures de 10.000 m<sup>3</sup>/ha.



**Figure 2 : Potentiel théorique en nutriments et énergie au Maroc**

Vue le grand potentiel du Maroc en termes de valorisation des eaux usées et des sous-produits de l'assainissement et une demande croissante en eau, matières nutritives et en énergie, le secteur de l'eau au Maroc nécessite les nouveaux concepts holistiques d'assainissement.

Les différents procédés de traitement des eaux usées au milieu urbain et rural qui sont mentionnées ci-dessus seront présentés dans le chapitre 3. Les systèmes sélectionnés seront comparés en ce qui concerne leur potentiel d'achever les objectifs suivants :

- Une réutilisation des eaux usées épurées selon leur qualité

- Une faible perte en nutriments ou une récupération ciblée des nutriments
- Une faible perte en eau
- Une faible consommation énergétique au niveau du processus de traitement
- Une valorisation matérielle ou énergétique de la matière organique contenue dans les eaux usées.

Cette partie de l'étude présentera également des technologies alternatives pour la collecte, le traitement et les possibilités de valorisation des eaux usées proposées ainsi que des possibilités de traitement ou bien valorisation des boues d'épuration et en plus, des technologies pour la valorisation des eaux pluviales.

## 2 Concept et approches de la gestion durable des ressources en eau

### 2.1 Gestion intégrée des ressources en eau

La gestion intégrée des ressources en eau concerne un procédé systématique pour le développement durable, l'allocation et le monitoring des ressources en eau dans le contexte des objectifs sociaux, économiques et environnementaux. La gestion intégrée des ressources en eau se base sur le fait que tous les différents usages des ressources finies en eau sont interdépendants.<sup>3</sup>

La gestion intégrée des ressources en eau est définie par le Partenariat Mondial pour l'Eau comme « un processus qui favorise le développement et la gestion coordonnés de l'eau, des terres et des ressources connexes, en vue de maximiser, de manière équitable, le bien-être économique et social en résultant, sans pour autant compromettre la pérennité d'écosystèmes vitaux »<sup>4</sup>.

Le concept de la gestion intégrée des ressources en eau vise trois objectifs principaux :

- L'efficacité pour que les ressources en eau suffisent le plus longtemps possible
- L'égalité en ce qui concerne l'allocation de l'eau au niveau des différents groupes sociaux et économiques
- La durabilité environnementale, pour la protection des ressources en eau et des écosystèmes associées.<sup>5</sup>

Pour l'application de la gestion intégrée des ressources en eau il existe plusieurs approches et technologies. Les principaux aspects des approches fondamentales pour la gestion intégrée des ressources en eau, c'est-à-dire l'assainissement durable ou bien l'assainissement écologique, l'économie circulaire, la gestion de flux de matériaux et les nouveaux systèmes sanitaires, seront décrits dans ce qui suit.

### 2.2 Assainissement durable

Pour qualifier un assainissement de durable, il faut qu'il soit accepté sur le plan social, approprié sur le plan institutionnel et technique et enfin économiquement viable. En plus, il doit contribuer à la protection de l'environnement et des ressources naturelles.

Ainsi, l'assainissement durable est une approche basée sur un circuit fermé qui diffère fondamentalement des concepts linéaires actuels de gestion des eaux usées, et qui ne concerne pas seulement le domaine technique mais s'échelonne aussi sur d'autres domaines d'activités tels que l'économie, l'environnement et le domaine social.

L'assainissement durable peut être considéré comme une approche qui considère l'assainissement de manière holistique. Cette approche se base sur le principe que les excréments et les eaux usées ne sont pas des déchets, mais des ressources précieuses qui peuvent être réutilisées et recyclées.

---

<sup>3</sup> <http://www.sswm.info/category/concept/iwrm>

<sup>4</sup> Global Water Partnership : TAC Background Papers, No.4 ; La gestion intégrée des ressources en eau, [http://www.gwptoolbox.org/images/stories/gwplibrary/background/tac\\_4\\_french.pdf](http://www.gwptoolbox.org/images/stories/gwplibrary/background/tac_4_french.pdf)

<sup>5</sup> <http://www.sswm.info/category/concept/iwrm>

Cette opinion est fondée sur le fait que les eaux usées et excréments contiennent une quantité importante d'énergie, d'eau et de substances nutritives qui peut être recyclée et réutilisée et de cette manière peut contribuer à la protection des ressources naturelles.<sup>6</sup>

Dans le cadre de l'approche d'assainissement durable, les critères suivants doivent être considérés dans le cadre d'une approche d'assainissement durable:

- Santé et hygiène: le système d'assainissement doit former une barrière efficace entre les utilisateurs et l'environnement et prévenir des expositions qui peuvent avoir des influences sur la santé de chaque individu et ceci à tous les points du système d'assainissement, c'est à dire allant des toilettes, en passant par le système de collecte et de traitement, à la réutilisation (recyclage) ou élimination, y compris la considération des aspects d'hygiène par l'utilisateur.
- Environnement et ressources naturelles: Un système d'assainissement n'est durable que s'il contribue à protéger l'environnement et les ressources naturelles. Dans la mesure du possible, les ressources contenues dans les excréments et eaux usées (énergie, eau, substances nutritives) sont recyclés, protégeant ainsi les autres ressources (par exemple en remplaçant les combustibles fossiles par du biogaz). Il doit consommer très peu d'énergie, d'eau ou d'autres ressources (par exemple pour la construction, exploitation et maintenance) et dégager dans l'environnement aussi peu d'émissions liquides, solides ou gazeuses que possible.
- Technologie et exploitation: un système d'assainissement durable utilise une technologie et un mode de fonctionnement qui sont bien adaptés aux circonstances locales. Il s'agit ainsi non seulement des fonctionnalités du système mais aussi de la facilité avec laquelle l'ensemble du système dont la collecte, transport, traitement et réutilisation ou élimination finale peut être construite, exploitée et contrôlée par les collectivités locales et les équipes techniques des services publics. En outre, la robustesse du système, sa vulnérabilité à des coupures d'électricité, pénuries d'eau, inondations, etc. et la flexibilité et l'adaptation de ses éléments techniques à l'infrastructure existante et aux évolutions démographiques et socio-économiques sont des aspects importants à prendre en considération.
- Les questions financières et économiques: les coûts d'un système d'assainissement doivent se rapporter aux moyens économiques dont disposent les ménages, les communes ou les institutions. Ils ne comprennent pas seulement les coûts de construction, mais aussi ceux découlant de l'exploitation, l'entretien et des réinvestissements parfois nécessaires pour le bon fonctionnement du système. En plus de l'évaluation de ces coûts directs, il convient également de prendre en compte les avantages qui en résultent tels que des produits recyclés (engrais, énergie et eau recyclée), les coûts externes et les avantages qui en découlent. Ces coûts externes sont par exemple liés à la pollution de l'environnement et aux risques de santé qui en résultent, alors que les avantages quant à eux comprennent l'augmentation de la productivité agricole, l'augmentation de rendement, la création d'emplois, l'amélioration de l'assistance médicale et la réduction des risques environnementaux.
- Aspects socioculturels et institutionnels: Un système d'assainissement ne peut être durable que s'il est approprié et accepté par la communauté. Cela vaut pour l'ensemble du système d'assainissement — c'est-à-dire pas seulement pour les toilettes, mais aussi pour l'entretien

---

<sup>6</sup> <http://www.sswm.info/category/concept/sustainable-sanitation>

et le fonctionnement du système, et en ce qui concerne le système adopté de recharge ou réutilisation. Un système d'assainissement durable doit donc être acceptable et pratique sur le plan social, respecter la parité entre les sexes et les répercussions sur la dignité humaine et enfin tenir compte des répercussions sur la sécurité alimentaire. En ce qui concerne les aspects institutionnels, il doit être en conformité avec le cadre juridique et doit contribuer au développement d'un système institutionnel stable et efficace.

Dans l'ensemble, l'assainissement durable n'est pas une certaine technologie, mais une approche avec principes sous-jacents sûrs. Il existe plusieurs technologies capables de rendre la gestion de l'assainissement et de traitement des eaux usées beaucoup plus efficace. De ce fait, on peut dire qu'il n'y a pas une approche exclusive, mais que la solution la plus adéquate se laisse trouver cas par cas, compte tenu du climat, de la disponibilité de l'eau, des pratiques agricoles, des préférences socioculturelles, des prix abordables, de la sécurité et des techniques préalables — pour n'en nommer que quelques-unes.

La figure suivante donne un aperçu sur certaines technologies applicables pour les différents flux de matières dans le cadre de l'assainissement durable :

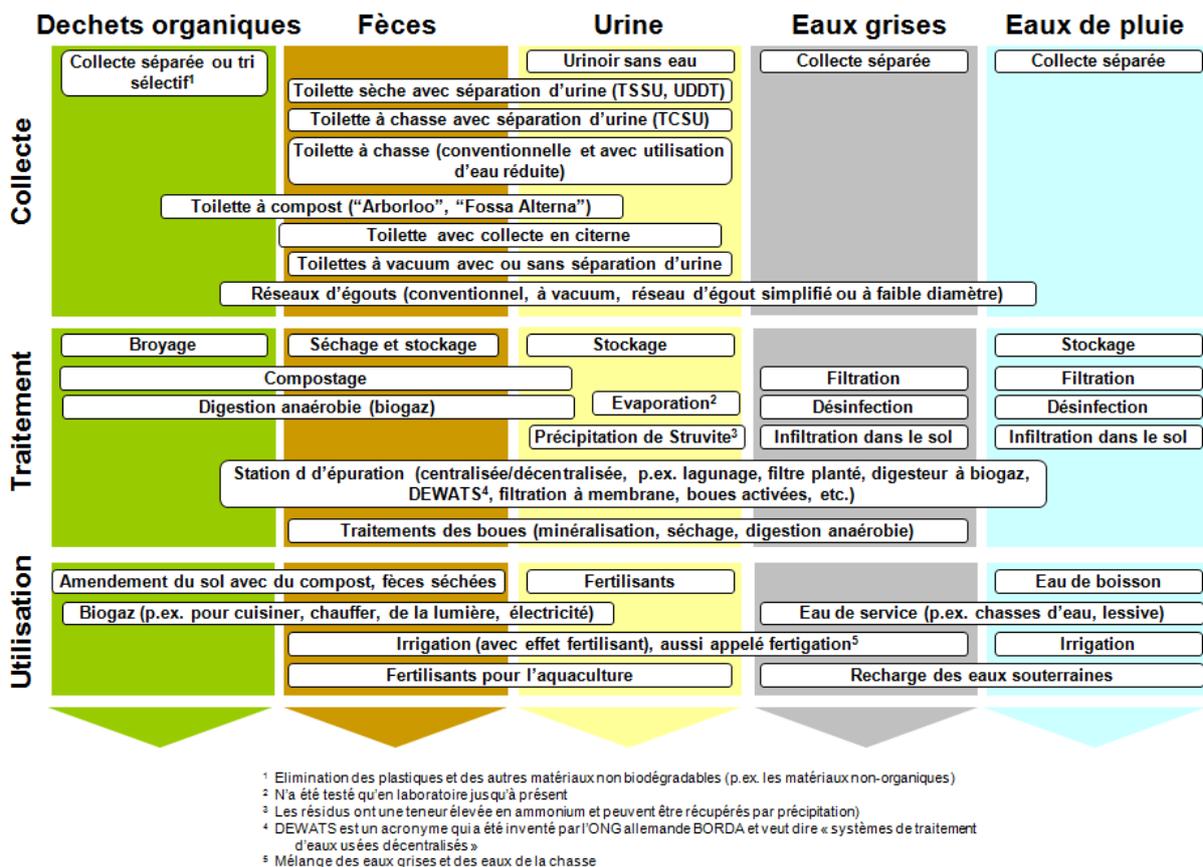


Figure 3 : Les composants techniques de l'assainissement durable<sup>7</sup>

Ainsi, diverses technologies peuvent être utilisées, des systèmes simples aux systèmes sophistiqués de haute technologie. Celles-ci s'étendent actuellement des toilettes de compostage ou toilettes sèches à séparation d'urine aux systèmes d'évacuation vacuum à sauvegarde d'eau, à travers

<sup>7</sup> GIZ, Ecosan

lesquels la séparation et le traitement subséquent d'urine, de la matière fécale et de l'eau grise sont possibles-, à la technologie membranaire pour la séparation et l'hygiénisation des matières. Généralement, la priorité est donnée aux équipements modulaires décentralisés, mais dans les zones densément peuplées les systèmes centralisés seraient encore nécessaires. L'avantage essentiel des composants modulaires est l'adaptation optimale aux conditions sociales, économiques, écologiques et climatologiques locales. Ils représentent ainsi une alternative réalisable, comparativement aux systèmes conventionnels.<sup>8</sup>

## 2.3 Assainissement écologique

Le terme « assainissement durable » a la même connotation que l'assainissement écologique, bien que ce dernier mette beaucoup plus le focus sur la séparation des différents flux d'eau usée à la source.

L'assainissement écologique est basé sur trois principes fondamentaux :

- éviter la pollution plutôt que de tenter de la contrôler après avoir pollué ;
- la désinfection de l'urine et les fèces ;
- l'utilisation de produits fiables à des fins agricoles.

Cette approche peut être qualifiée de « désinfecter-et-recycler » et fait référence à un système durable, en circuit fermé. Il considère les excréments humains comme une ressource. L'urine et les fèces sont stockées et traitées sur le site et puis, si nécessaire, le traitement se poursuit hors du site jusqu'à ce que tous les organismes pathogènes qu'elles contiennent soient éliminés. Les substances nutritives contenues dans les excréments sont ensuite recyclés par leur utilisation dans l'agriculture.<sup>9</sup>

Les systèmes « ecosan » permettent la récupération des nutriments des excréments humains et de l'urine au profit de l'agriculture, ils contribuent ainsi à la préservation des sols, et assurent la sécurité alimentaire pour les générations futures, ils minimisent la pollution de l'eau et permettent la récupération de la bioénergie. Ils assurent que l'eau est économiquement utilisée et qu'elle est recyclée de façon saine, jusqu'au plus haut degré pour des buts comme l'irrigation et le rechargement des nappes phréatiques.<sup>10</sup>

Les objectifs de l'assainissement écologique sont :

- Amélioration de la santé par minimisation de l'introduction des germes pathogènes des excréments humains dans le cycle de l'eau
- Promouvoir le recyclage par une récupération saine et hygiénique des nutriments, des oligoéléments, de l'eau et de l'énergie
- Conservation des ressources par minimisation de la consommation en eau, par substitution des fertilisants chimiques, par minimisation de la pollution de l'eau
- Préférer les systèmes modulaires, décentralisés, à écoulement partiel pour des solutions plus appropriées et rentables

---

<sup>8</sup> Werner, C.; Fall, P.; Schlick, J.; Mang, H.-P. : Raisons pour et principes de l'Assainissement Écologique, 2008

<sup>9</sup> Stockholm Environment Institute : Ecological Sanitation, 2004

<sup>10</sup> Werner, C.; Fall, P.; Schlick, J.; Mang, H.-P. : Raisons pour et principes de l'Assainissement Écologique, 2008

- Préservation de la fertilité des sols
- Amélioration de la productivité agricole et par conséquent contribuer à la sécurité alimentaire
- Promouvoir une approche holistique, interdisciplinaire (hygiène, alimentation en eau et assainissement, conservation des ressources, protection de l'environnement, aménagement urbain, agriculture, irrigation, sécurité alimentaire, promotion de petites affaires)
- Cycle d'écoulement.<sup>11</sup>

## 2.4 Economie circulaire

Le concept de l'économie circulaire intègre l'optimisation des différents flux de matières (matières premières, biomasse, eau, déchets, énergie, etc.) dans un système (p.ex. ville, région, entreprise) et applique des méthodes économiques parvenant à fermer en grande partie les cycles de matières premières en suivant l'exemple des circuits éco-systémiques naturels ("cradle-to-cradle")<sup>12</sup>.

Le concept d'économie circulaire se base donc sur une gestion intégrée et optimisée des divers flux de matière, de matières premières, de biomasse, d'eau, des déchets ou encore de l'énergie et de sa mise en œuvre, permet:

- La protection de l'environnement par la conservation des ressources
- La substitution des énergies fossiles par les énergies renouvelables
- La réduction de la dépendance vis-à-vis des énergies fossiles
- La réduction des coûts en matières premières et en énergie
- La réduction du débit de pouvoir d'achat
- La création et le maintien des emplois locaux
- La création des réseaux de compétence
- L'augmentation de la compétitivité
- La création de valeur ajoutée régionale
- Le maintien et la stabilisation des espaces naturels

La rareté et la pollution des ressources en eau à l'échelle mondiale exigent l'application des concepts d'économie circulaire dans le secteur de l'eau. Les concepts d'économie circulaire dans le secteur de l'eau comprennent en plus de l'économie de l'eau, une utilisation intelligente de l'eau. Particulièrement dans le secteur agricole, qui représente dans beaucoup de pays le plus grand consommateur d'eau, un concept de réutilisation de l'eau usée épurée permet de fermer les cycles de flux de matière.

En général, les approches d'économie circulaire dans le secteur de l'eau permettent:

- La protection des eaux de surface (déversement réduit des eaux usées, réduction de la reprise de l'eau fraîche)
- La protection de la nappe phréatique (peu de reprise, recharge de la nappe par infiltration et percolation)
- Le recyclage des substances nutritives (N, P, K, etc.)

<sup>11</sup> Werner, C.; Fall, P.; Schlick, J.; Mang, H.-P. : Raisons pour et principes de l'Assainissement Écologique, 2008

<sup>12</sup> Weizsäcker; Lovins; Lovins: Faktor vier, 1995

- L'augmentation du taux d'humus dans les sols pauvre en carbone (par les matières organiques de l'eau usée)

Afin d'atteindre ces objectifs, dans le cadre d'une approche d'économie circulaire, différentes stratégies et mesures peuvent être prises, comme par exemple :

- L'utilisation efficace de l'eau fraîche (p. ex. robinetterie efficace)
- L'utilisation des eaux pluviales (p.ex. des chasses d'eau)
- L'utilisation des pompes et des systèmes d'irrigation efficaces dans le secteur agricole
- L'épuration des eaux usées avec les systèmes à basse consommation énergétique (p. ex. filtres plantés de roseau)
- L'utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation
- L'utilisation énergétique et matérielle des boues d'épuration
- La séparation des eaux usées (urine, fécales, eau grise) pour une revalorisation énergétique et matérielle des différentes substances dans l'eau

L'utilisation énergétique des boues d'épuration peut être revalorisée par un traitement anaérobie, le captage du gaz de cuve et l'utilisation du biogaz pour la production d'électricité (et de chaleur) ou par le séchage et incinération des boues d'épuration (p. ex. dans l'industrie de ciment).

Le développement des cycles fermés des flux de l'eau et de matières par l'utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation permet l'économie d'énergie et d'engrais<sup>13</sup>, puisque les eaux usées ménagères contiennent outre les matières organiques, du phosphore et de l'azote, alors elles peuvent remplacer les engrais chimiques.

Pour encourager une utilisation optimale des ressources existantes, l'utilisation des eaux usées pour la culture des « plantes énergétiques » est de plus en plus discutée. A cause du fait qu'il ne s'agisse pas des cultures directement consommables, les exigences de qualité de l'eau sont assez basses et plutôt orientées vers les paramètres de la production végétale. La culture dans les systèmes agroforestiers et les polycultures offre de nombreuses possibilités de combiner les différentes exigences de location et physiologies des plantes (utilisation des substances nutritives, ombrage des plantes, abat-vent, matière d'amendement de sol). En plus, l'irrigation avec les eaux usées offre la possibilité de produire de la biomasse sur les surfaces qui normalement ne sont pas utiles pour la production agricole.

La gestion des flux de matières convient particulièrement à l'application pratique de l'approche d'une économie circulaire.

## 2.5 Gestion de flux de matériaux

La notion de « Gestion des flux de matière » englobe l'idée de base de l'économie circulaire basée sur les principes écosystémiques et dépose ces pratiques avec les principes économiques et de gestion (« Plan-Do-Check-Act ») pour former un processus d'amélioration constant.

---

<sup>13</sup> L'épuration des eaux usées pour un déversement sans risques, comme c'est pratiqué dans la plupart des pays industrialisés, résulte dans une consommation énergétique très élevée. D'après Dockhorn en Allemagne 0,35 kWh<sub>e</sub>/kg DCO sont consommés en moyenne (Dockhorn: Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft, 2007). En plus, par l'épuration conventionnelle des eaux usées les grands potentiels de ressources par l'élimination des substances nutritives sont perdus.

La gestion des flux des matériaux vise à optimiser tous les flux de matériaux dans un système défini. La méthodologie a été définie par le parlement allemand en 1994 comme « l'influence visée, responsable, intégrée et efficace des systèmes de ressource en développant les secteurs écologiques et économiques tout en considérant les aspects sociaux. »<sup>14</sup>.

La gestion des flux de matière exige un comportement responsable vis-à-vis des flux de matières et d'énergie pour la contribution à un développement durable, et s'oriente aux principes suivants:

- La considération globale de l'ensemble des systèmes de la société (consommation, approvisionnement, infrastructure, transport, agriculture, etc.) et de ses activités industrielles,
- L'optimisation des flux de matière et d'énergie existants et l'interconnexion des acteurs correspondants,
- L'utilisation des potentiels existants (matières premières, les matières résiduelles, procédures),
- L'utilisation accrue des énergies renouvelables et des combustibles secondaires,
- L'augmentation de l'efficacité énergétique dans le secteur privé et le secteur industriel,
- La décentralisation de l'approvisionnement énergétique.

Ainsi, la gestion des flux de matière inclue les pas nécessaires et les mesures de transformation d'un système linéaire dans une économie circulaire et durable ("Circular Economy"). En outre, la gestion des flux de matière combine les technologies innovatrices, intelligentes et efficaces avec la planification des approches interdisciplinaires et la pensée systémique. Cela permet d'activer les potentiels économiques sur le plan micro-et macro-économique et de les transformer avec les technologies et stratégies correspondantes en valeur ajoutée régionale.

La gestion des flux de matière est susceptible de s'appliquer à différents niveaux. Des applications individuelles de coopération pour une ou/et deux entreprises, et sur le plan régional en passant par des approches nationales et internationales.

L'outil de création et d'optimisation des flux de matière est «la gestion des flux de matières régionale». La gestion des flux de matière régionale prend en considération et optimise la gestion des flux de matières et matériaux dans un espace bien défini (administratif ou géographique). L'illustration suivante montre de façon exemplaire les flux de matières, interdépendances, et synergies possibles d'un système d'économie circulaire.

---

<sup>14</sup> Enquête Kommission, 1994. Die Industriegesellschaft gestalten - Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströme. Bericht der Enquete Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt - Bewertungskriterien und Perspektiven für Umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft" des 12. Deutschen Bundestages (Bonn) *Economica*, p.259.

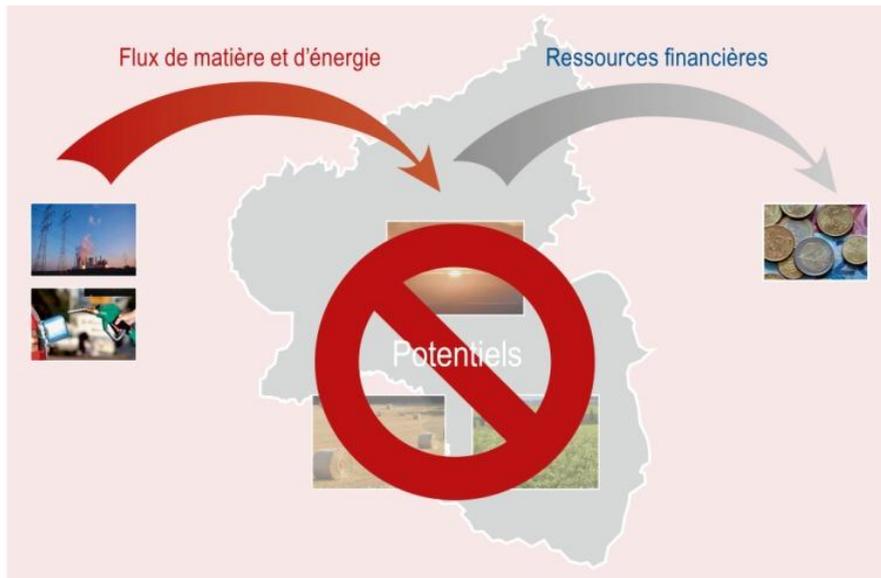


Figure 4: Flux de matières, d'énergie et de ressources financières dans un système sans gestion de flux de matériaux



Figure 5: Flux de matières, d'énergie et de ressources financières dans un système avec gestion de flux de matériaux

Une mise en œuvre efficace et réalisable de gestion des flux de matière nécessite, comme base d'action, la coopération des différents acteurs d'une région. Cela n'est possible que par la communication précise, la sensibilisation et la réunion des personnes et décideurs clés dans un réseau opérationnel. La gestion des flux de matière contribue avec ses principes crée un tissu économique écologiquement et socialement correct et une valeur ajoutée régionale.

## 2.6 Nouveaux Systèmes Sanitaires (NASS)

Avec l'application de nouveaux systèmes sanitaires (Neuartige Sanitärsystem - NASS), on s'efforce, à l'encontre des objectifs des procédés d'épuration des eaux conventionnelles, à valoriser l'eau et les composants des eaux usées (matières fertilisantes, matières organiques, etc.) plutôt que de les éliminer. L'idée de base de ces systèmes sanitaires orientés sur les ressources est le captage séparé et le traitement ciblé des flux partiels<sup>15</sup> à partir des installations utilisées pour l'habitat ou de provenance similaire<sup>16</sup>.

Alors que les systèmes de toilettes traditionnelles sont basés sur le principe du fonctionnement d'une chasse d'eau et la disponibilité d'un tout-à-l'égout, les systèmes sanitaires conçus pour NASS prévoient une consommation réduite en eau ainsi qu'une séparation des flux partiels.<sup>17</sup> Selon le type de technique des toilettes, comme p. ex. urinoirs sans eau, toilettes sous vide ou toilettes sèches, des flux partiels divers sont créés. Il s'agit ici en premier lieu d'urine, de fèces ou dans leur combinaison, de matières fécales. En combinaison avec l'eau de rinçage, on différencie entre les eaux jaunes (urine), les eaux marron (fèces) et les eaux noires (matières fécales). En outre, il peut y avoir des eaux grises provenant de l'écoulement de la cuisine et de la machine à laver et de l'eau de pluie comme autres flux de matières.

Etant donné que les flux de matières séparés et provenant de NASS présentent en partie d'autres caractéristiques, comparés aux eaux usées ménagères (par exemple, teneur en matières solides plus élevée), des exigences particulières de transport ou d'évacuation des flux de matières s'imposent. Les solutions prévoyant la séparation et le traitement séparé des flux d'urine et de fèces (préoccupants au niveau de l'hygiène) du reste du circuit d'eau sont particulièrement intéressantes ici. Les systèmes d'évacuation et de transport disponibles sur place sont adaptés en général au transport de tels flux de matières. En outre, il serait également possible d'organiser un système de collecte et de ramassage en moyen de transport, par camion par exemple.<sup>18</sup>

Pour les flux de matières des eaux grises, jaunes et marron, la répartition des quantités respectives d'eau et de matières importantes est représentée Figure 6 :

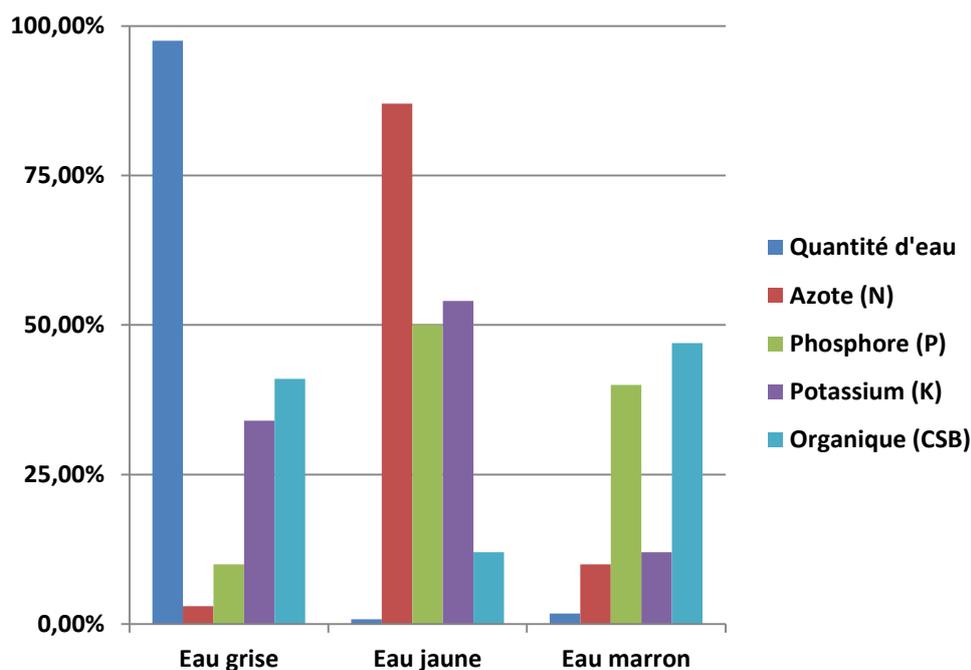
---

<sup>15</sup> Une description des différents flux de matières au niveau de la gestion des eaux usées se trouve dans l'annexe 1.

<sup>16</sup> DWA-Themen, Neuartige Sanitärsysteme, 2008

<sup>17</sup> Bedarf für Forschung und Entwicklung im Bereich Neuartiger Sanitärsysteme (NASS)  
DWA Arbeitsgruppe KA-1.8 „Forschungs- und Entwicklungsbedarf“  
KA Korrespondenz Abwasser, Abfall • 2011 (58) • Nr. 7

<sup>18</sup> Bedarf für Forschung und Entwicklung im Bereich Neuartiger Sanitärsysteme (NASS)  
DWA Arbeitsgruppe KA-1.8 „Forschungs- und Entwicklungsbedarf“  
KA Korrespondenz Abwasser, Abfall • 2011 (58) • Nr. 7



**Figure 6 : Analyse des flux de matières des eaux usées communales (d'après Otterpohl)**

Comme le montre l'analyse des flux de matières ci-dessus, l'eau grise a, avec env. 98 %, le débit volumétrique le plus grand alors que les flux de matières eau jaune et eau marron apparaissent en quantité et concentration plus faibles. Dans le traitement des eaux grises, le flux de matières peut être épuré en règle générale avec des procédés biologiques simples en raison de la part réduite en éléments nutritifs. D'un autre côté, en raison de la part élevée en phosphore et en azote dans les eaux jaunes et marron, les coûts pour l'élimination ou la récupération de ces matières sont réduits. Les eaux jaunes par exemple, et après stockage suffisamment long (6 mois), peuvent être directement revalorisées comme engrais pour l'agriculture. Pour les eaux marron, les volumes de traitement nécessaires diminuent en raison de la réduction en quantité, néanmoins la part organique élevée de presque 50 % représente un grand potentiel énergétique.

Pour le traitement de ces flux partiels, divers procédés mécaniques, physico-chimiques et biologiques sont disponibles au choix. Grand nombre de ces procédés ont été expérimentés, éprouvés et sont utilisés depuis longtemps dans le traitement conventionnel des eaux usées. Pour leur applicabilité lors du traitement des flux de matières présentés ici, nous ne disposons cependant pas d'expériences de longue durée ou de réalisations à l'échelon industriel<sup>19</sup>.

En Allemagne actuellement, les NASS ne correspondent pas encore à la technique conventionnelle établie, ils correspondent plutôt au niveau de la science et de l'enseignement et parfois au niveau de la technique<sup>20</sup>.

Un aperçu des projets NASS en Allemagne est donné dans le Tableau 1.

<sup>19</sup> DWA-Themen, Neuartige Sanitärsysteme, 2008

<sup>20</sup> DWA-Themen, Neuartige Sanitärsysteme, 2008

**Tableau 1 : Projets NASS en Allemagne (dans le cadre du projet Ecosan de la GIZ) <sup>21</sup>**

N°	Projet	Mise en service	Capacité (EH)
1	Development and combination of innovative system components from process engineering, information technology and ceramics to create a sustainable technology for water and nutrient cycles, Kaiserslautern.	2007	200
2	Sustainable water management and wastewater purification in tourism facilities project (SWAMP) using urine separation toilets at Stranddorf Augustenhof		14
3	Source separation, treatment and reuse sanitation system at the Huber SE office building, Berching.	2002	200
4	Source separation, treatment and reuse sanitation system in buildings of the Berliner Wasserbetriebe in the Sanitation Concept for Separate Treatment (SCST) project, Berlin	2003	35
5	Restaurant and farm with biogas plant, Waldmichelbacher Hof, Bessenbach	1994	274
6	Composting toilets and constructed wetlands for multi-story buildings at the ecological settlement of Bielefeld Waldquelle, Bielefeld	1994	400
7	Source separation, treatment and reuse sanitation system at Lambertsmuehle museum, Burscheid	2000	8
8	Decentralised wastewater treatment and reuse systems within the project 'Alternatives for urban water supply and wastewater infrastructure systems' (AKWA 2100), Northrhine-Westfalia	2000	15.800
9	Urine and brown water separation (and partial treatment) at the GTZ main office building, Eschborn	2005	400
10	Vacuum toilets with on-site wastewater treatment and reuse system for a residential and office building at Vauban, Freiburg	2000	50
11	Vacuum sewerage and greywater recycling at the Ostarkade office building of the KfW Bankengruppe, Frankfurt	2002	350
12	Ecological settlement in Allermöhe, Hamburg	1985	140
13	Composting toilets and constructed wetland for a residential area at Braamwisch, Hamburg		80
14	Multiple sanitation technologies for decentralised treatment and reuse at Oeko-Technik Park, Hannover	1995	800
15	The Emscher River Head Centre - decentralised wastewater treatment with separation of brown, grey and yellow water	2006	40
16	Sustainable water management and wastewater purification in tourism facilities project (SWAMP) using reedbed treatment at the Elbterassen Wussegel tourism facility, Hitzacker	2003	40
17	Composting toilets and constructed wetland with reuse for a residential area at Hassee, Kiel	1990	90
18	Decentralised water and wastewater treatment and reuse for a housing development area through the Decentralised Urban Infrastructure Systems (DEUS 21) project, Knittlingen	2004	200
19	Sustainable water management and wastewater purification in tourism facilities project (SWAMP) using vacuum toilets and waterless urinals at the Burg Lenzen tourism facility, Lenzen	2007	120
20	Ecological housing estate at Flintenbreite (vacuum toilets and constructed wetlands), Lübeck	1999	380
21	Rural farm and ecological conference centre with biogas plant and constructed wetland at Wacholderhof, Murrhardt	1996	-
22	Greywater recycling in Hotel Arabella Sheraton Am Büsing Palais, Offenbach	1995	380
23	Vacuum toilets with on-site wastewater treatment and reuse system for the visitor centre of the national park Jasmund, Rügen	2004	-
24	Sustainable water management and wastewater purification in tourism facilities project (SWAMP) using urine diversion toilets at the Park Moräna See tourism facility, Soltau		500
25	Vacuum toilets and biogas plant as a part of the Hamburg Water Cycle concept implementation in a new residential area in Jenfeld, Hamburg	Planned	-

<sup>21</sup> [www.GIZ.de/en/dokumente/giz2011-en-worldwide-ecosan-project-list.pdf](http://www.GIZ.de/en/dokumente/giz2011-en-worldwide-ecosan-project-list.pdf) - 2011-03-09

## 3 Analyse & évaluation des technologies

### 3.1 Economie de l'eau

Pour faire face à l'augmentation de la demande en eau, le Maroc doit mettre en œuvre des stratégies de développement des ressources permettant une gestion rationnelle de l'utilisation de l'eau.

L'emploi de technologies efficaces et des approches de gestion afin d'économiser de l'eau potable conduit à la réduction du volume des eaux usées et au ménagement des ressources en eau.

Les paragraphes suivants présentent les technologies et les approches de gestion concernant l'économie de l'eau dans l'industrie, l'agriculture et les ménages.

#### 3.1.1 Habitat & Tourisme

Au niveau des ménages, les besoins en eau potable sont d'environ 1,2 milliards m<sup>3</sup>/a, ce qui représente presque 10% de la demande totale en eau au Maroc.<sup>22</sup> Au niveau des ménages, il existe de nombreuses possibilités permettant d'économiser l'eau potable ou encore d'éviter la formation des eaux usées. Celles-ci seront présentées dans les prochaines lignes. Les options décrites ci-dessous peuvent également être appliquées dans l'hôtellerie (toilettes, salle de bains et cuisine).

##### Sensibilisation

Outre les potentiels technologiques pour réduire la consommation d'eau, il est indispensable de sensibiliser la population aux problèmes de la pénurie et l'économie d'eau. La sensibilisation de la population en ce qui concerne la gestion des ressources en eau potable grâce à des outils de communication et d'information expérimentés peut soutenir les mesures techniques.

##### Limiteur/Régulateur de débit – Mousseur/aérateur de robinet

Les robinets d'eau conventionnels (robinets de lavabo) débitent, en fonction de la pression d'eau ambiante entre 10 à 15 litres d'eau par minute. Grâce à des dispositifs mécaniques intégrés (mousseurs/aérateurs de robinet), ces robinets innovants sont capables de fournir de meilleures ou les mêmes performances de nettoyage et de confort notamment lors du lavage de mains, malgré un volume de débit relativement plus bas allant de 1,5 à 4 litres par minute.<sup>23</sup> Pour un fonctionnement effectif, on a juste besoin de régulateurs de jet d'eau et d'écoulement tels que des aérateurs ou régulateurs de débit d'eau. Il est possible d'installer les régulateurs de jet d'eau et d'écoulement sur les robinets d'eau conventionnels ultérieurement dans la mesure où le robinet dispose d'un vérin à vis. Les robinets d'eau modernes sont équipés de dispositifs aérateurs leur permettant d'obtenir un

---

<sup>22</sup> SEEE : Projet du Plan National de l'Eau, Version provisoire, 2009

<sup>23</sup> Dr. Detlev Kröger; Wasser- und Energiesparsysteme [<http://www.innovative-haustechnik.de/wasserspararmaturen-waschbeckenventil.html>]

jet d'eau plus tendre sans réduire les performances de nettoyage. Le remplissage des cuves est un peu retardé comme moins d'eau est prélevée en même temps.



**Figure 7 : Régulateurs de débit<sup>24</sup>**

### Douchettes à économie d'eau

Le débit des douchettes est beaucoup plus élevé que celui des robinets de lavabo. Les douchettes classiques débitent environ 12 à 20 litres d'eau par minute, ce qui correspond à une consommation d'eau d'environ 150 litres lors d'une douche de 10 minutes. L'emploi des douchettes à économie d'eau avec un débit de 6 à 10 litres d'eau par minute est un investissement rentable, puisqu'on peut économiser près de la moitié d'eau nécessaire pour la douche sans que des pertes de nettoyage ou de confort soient enregistrées.<sup>25</sup>

### Chasses d'eau économiques/à double bouton

L'économie de l'eau est également possible au niveau des chasses d'eau et ce aussi bien dans les ménages que dans l'hôtellerie. Les chasses d'eau classiques et les vieilles chasses sans touche d'arrêt consomment jusqu'à 14 litres d'eau par chasse. Les chasses d'eau modernes par contre disposent d'une touche d'arrêt (chasses à double bouton) ou de diverses options de nettoyage qui peuvent être activées selon la quantité d'eau nécessaire pour la petite ou la grande chasse. Ainsi il est possible de consommer seulement lors d'une petite chasse environ 3 litres d'eau et lors d'une grande chasse 6 litres, cependant pour des régulateurs de débit installés ultérieurement, un WC approprié est nécessaire.<sup>26</sup>

<sup>24</sup> Grafiken der Wikimedia Deutschland – Gesellschaft zur Förderung Freien Wissens e. V. [[http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/a/a0/Strahlregler\\_eco.jpg](http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/a/a0/Strahlregler_eco.jpg)]

<sup>25</sup> Dr. Detlev Kröger; Wasser- und Energiesparsysteme [<http://www.innovative-haustechnik.de/wasserspararmaturen-waschbeckenventil.html>]

<sup>26</sup> Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Wassersparende Toilettenspülung

### Urinoirs secs

Les urinoirs secs peuvent être utilisés dans les toilettes pour hommes dans l'hôtellerie et dans les bâtiments publics et commerciaux, mais aussi dans les ménages. Ils fonctionnent généralement avec un rejet sans raccordement de l'eau. Pour éviter les odeurs, les urinoirs secs disposent d'un siphon spécial, qui est rempli, en fonction de la conception, avec un liquide d'étanchéité de moindre densité et de propriétés hydrophobes, d'une membrane perméable à l'eau ou d'un dispositif mécanique équipé d'une poussée hydrostatique. Dans les urinoirs secs avec le liquide d'arrêt, qui se trouve dans le siphon, le liquide flotte toujours à la surface, empêchant la propagation des odeurs. Dans les urinoirs secs avec un système d'arrêt mécanique, la poussée hydrostatique est chargée d'accomplir cette tâche.

### Appareils ménagers

Les machines à laver ou les lave-vaisselle modernes offrent également des potentiels d'économie d'eau. Les machines à laver âgées de 5 à 15 ans consomment entre 75 et 100 litres d'eau par cycle de lavage. Les lave-linge modernes par contre consomment seulement 40 à 50 litres d'eau par cycle de lavage. La consommation d'eau des lave-vaisselle a diminué de 50% lors des 10 dernières années pour ne consommer que 8 jusqu'à 12 litres par vaisselle.<sup>27</sup>

### Utilisation de l'eau de pluie

Une partie des besoins en eau potable dans les foyers et l'hôtellerie peut être remplacée par l'eau de pluie. L'eau de pluie peut être utilisée pour les chasses d'eau, l'arrosage des jardins et - après un filtrage approprié - pour l'exploitation des machines à laver. À cet effet, un système de collecte des eaux de pluie est nécessaire, celui-ci doit comprendre un réservoir d'eau de pluie, un dispositif de filtration et une pompe.

---

<sup>27</sup> Comparaison des renseignements des fabricants de différents modèles et date de commercialisation



**Figure 8 : Installation de collecte de pluie<sup>28</sup>**

Selon le type de toit et le volume de précipitations annuelles, on peut collecter des quantités suffisantes d'eau de pluie grâce à l'installation de collecte pour assurer le rinçage des toilettes et l'arrosage du jardin. L'utilisation d'eau de pluie filtrée dans les machines à laver diminue la consommation d'eau potable d'un ménage de quatre personnes en Allemagne chaque année d'environ 25 m<sup>3</sup>/a.

### Potentiels d'économie d'eau

Dans ce qui suit, les technologies innovatrices seront comparées à celles classiques en ce qui concerne leur potentiel d'économie d'eau. Pour cette comparaison, on prendra pour base les valeurs moyennes conservatrices des technologies modernes et celles des technologies plus anciennes. Ces valeurs résultent des comparaisons de produits (informations fournies par les fabricants) entre les modèles actuels (jusqu'à 2011) et les modèles précédents (jusqu'à 2000).<sup>29</sup>

Le potentiel d'économie d'eau potable sera assimilé au potentiel de réduction des eaux usées puisqu'il est en corrélation avec la quantité d'eaux usées.

**Tableau 2 : Potentiels d'économie d'eau par technologie**

Technologie		Consommation d'eau Technologie conventionnel	Consommation d'eau Technologie efficace	Economie de l'eau	Economie de l'eau
Robinetterie lavabo	l/min	8	4	4	50%
Robinetterie douche	l/min	12	7	5	42%
Chasse d'eau (petit)	l/rincage	10	3	7	70%
Chasse d'eau (grand)	l/rincage	10	6	4	40%
Lave-linge	l/programme	75	45	30	40%
Lave-vaisselle	l/programme	20	10	10	50%

<sup>28</sup> [http://www.acteurdurable.org/wp-content/uploads/2009/05/image\\_711.jpg](http://www.acteurdurable.org/wp-content/uploads/2009/05/image_711.jpg)

<sup>29</sup> À ce stade, il faut cependant noter que la consommation réelle et les possibilités d'économie dépendent de nombreux facteurs, comme la pression de l'eau au niveau local, les données de consommation réelles des technologies existantes et nouvelles, ainsi que la sensibilisation de chaque individu au thème économie de l'eau. Par ailleurs, la consommation d'eau d'un ménage de plusieurs personnes et d'un ménage à une personne se montre surtout lors de la lessive et de la vaisselle.

Selon le Tableau 2 l'utilisation des régulateurs de débit (aérateurs, etc.) permettent d'économiser 4 l/min et les douchettes à économie d'eau permettent d'économiser environ 5 litres d'eau potable par minute. Si l'on considère qu'une personne a besoin de 2,5 minutes par jours pour se laver les mains et se brosser les dents plus 5 minutes pour prendre sa douche, on obtient un potentiel d'économie quotidien d'environ 35 litres par personne (4 l/min \* 2,5 min + 5 l/min \* 5 min = 10 l + 25 l = 35 litres).

Le tableau suivant montre les potentiels d'économie d'eau par technologie et par nombre de personne. Pour le calcul du potentiel d'économie d'eau au niveau de la capitale Rabat et au Maroc il était supposé que 50% de la population de la ville (325.000 habitants) resp. du pays (16 mio. habitants) réalisent des mesures d'économie d'eau.

**Tableau 3 : Potentiels d'économie d'eau par groupe d'utilisateur**

Technologie	Utilisation par personne et par jour		Economie de l'eau				
			1 personne	Ménage 4 personnes	Rabat 650.000 habitants mise en pratique: 50%	Population urbain 17 mio. habitants mise en pratique: 50%	Secteur touristique 16 mio. de nuitées en 2009
			l/j	l/j	m³/a	m³/a	m³/a
Robinetterie lavabo	2,5	minutes	10	40	1.186.250	31.025.000	160.000
Robinetterie douche	5	minutes	25	100	2.965.625	77.562.500	400.000
Chasse d'eau (petit)	2	rincages	14	56	1.660.750	43.435.000	224.000
Chasse d'eau (grand)	1	rincage	4	16	474.500	12.410.000	64.000
Lave-linge	0,25	programmes	7,5	23	889.688	23.268.750	120.000
Lave-vaisselle	0,25	programmes	2,5	8	296.563	7.756.250	40.000
<b>TOTAL</b>			<b>63</b>	<b>242</b>	<b>7.473.375</b>	<b>195.457.500</b>	<b>1.008.000</b>

Comme l'indique le Tableau 3, les plus grands potentiels d'économie d'eau dans les ménages résident lors de la douche quotidienne (environ 25 l/pers/j), lors de l'utilisation quotidienne de l'eau du robinet pour se laver les mains, se brosser les dents, etc. (environ 10 l/pers/j) et lors de l'emploi de la chasse d'eau (environ 18 l/pers/j). En considérant en plus un potentiel d'économie d'eau de 7,5 l/j pour la lessive et 2,5 l/j pour la vaisselle il s'ensuit un potentiel d'économie de 63 litres par personne et par jour. Ce potentiel augmente à environ 75 litres par personne et par jour, lorsqu'on utilise l'installation de collecte d'eau pluviale pour la chasse d'eau.<sup>30</sup>

En se basant sur les résultats obtenus dans le Tableau 3, il est possible d'économiser dans un ménage de quatre personnes environ 240 litres d'eau potable par jour, ce qui correspond à environ 88 m<sup>3</sup> d'eau potable par an. Pour la ville de Rabat (taux de réalisation de 50%), on obtient une économie d'eau potable d'environ 19 millions de litres par jour, ce qui équivaut à une économie d'environ 7 mio. m<sup>3</sup>/a. Ainsi on estime pouvoir économiser sur toute l'étendue du territoire marocain (taux de réalisation de 50%) environ un milliard de litres d'eau potable (environ 1 mio. m<sup>3</sup>) par jour, ce qui équivaut à 365 mio. m<sup>3</sup>/a.

Le potentiel d'économie d'eau potable grâce à une installation de collecte d'eau de pluie est d'environ 150 litres par jour (soit 55 m<sup>3</sup>/an) pour un ménage de quatre personnes, si l'on suppose que pour une journée 12 chasses d'eau à 10 litres sont utilisées, et que 10 litres d'eau sont nécessaire pour l'arrosage du jardin et que finalement la machine à laver consomme 75 litres d'eau

<sup>30</sup> Les activités irrégulières et incomparables comme l'arrosage du jardin, le lavage de voitures, le nettoyage de la maison et d'autres consommations d'eau dans le foyer ne seront pas prises en considération dans les calculs. Généralement, il est conseillé de remplacer l'eau potable utilisée pour arroser le jardin ou laver la voiture par de l'eau de pluie ou de l'eau grise.

par cycle de lavage et que cette dernière est utilisée environ 2 fois par semaine (soit environ 22 l/jour).

L'usage des technologies présentées ci-dessus ne se limite pas seulement aux ménages mais peut également être appliqué dans l'hôtellerie. Avec près de 5 millions de touristes, autrement dit 16 millions de nuitées, il est possible d'économiser 1 million de m<sup>3</sup>/a (63 litres/hab./j \* 16 mio. nuitées).

Grâce à l'utilisation d'eau de pluie ou des eaux grises pour le rinçage de toilettes, l'économie d'eau peut hausser à environ 75 litres par nuitée, ce qui équivaut à une économie d'eau potable d'environ 240.000 m<sup>3</sup> par an si l'on suppose que le secteur touristique marocain enregistre annuellement 16 millions d'hébergement.

Pour calculer le potentiel d'économie d'eau par l'application des urinoirs secs, plusieurs options doivent être comparées: les urinoirs rincés à l'eau, les chasses d'eau classiques et les chasses d'eau à double bouton. Une chasse d'eau conventionnelle consomme environ 10 litres d'eau. Par la mise en place d'un urinoir sec et en supposant une utilisation de 1.000 chasses d'eau par an, il est possible d'économiser 10.000 litres d'eau par an. Comparé à un urinoir rincé avec de l'eau, qui consomme 3 litres d'eau pour la chasse d'eau, le potentiel d'économie est estimé à environ 3.000 litres pour une activation de 1.000 fois chaque année.

**Tableau 4 : Potentiel d'économie d'eau par l'application des urinoirs secs**

Technologie	Economie d'eau par rapport à un urinoir sec	Economie d'eau à 1.000 rincages
	Litres par rincage	Litres par an
Chasse d'eau (conventionell)	10	10.000
Chasse d'eau (efficace)	5	5.000
Urinoir	3	3.000

Outre l'économie en eau potable, l'utilisation des chasses d'eau économique, des appareils ménagers efficaces, des régulateurs de débits, des douchettes à économie d'eau ainsi que celle de l'eau de pluie permettent d'économiser de l'énergie pour le chauffage de l'eau et les redevances d'assainissement.

### 3.1.2 Industrie

Le secteur industriel consomme environ 20% des réserves mondiales en eau. Au Maroc, environ 1,5% de la consommation d'eau est à imputer au secteur industriel, ce qui équivaut à 212 Mm<sup>3</sup> (2010).

Même si le secteur industriel représente le plus petit consommateur d'eau au Maroc, le potentiel d'économie d'eau est énorme. Selon des études et des exemples déjà mis en pratique, les entreprises peuvent épargner selon la branche industrielle 50 à 80% de leur consommation d'eau annuelle grâce à des approches de gestion avec une production intégrée.

### Possibilités techniques

Pour pouvoir réduire la consommation d'eau au cours des procédés industriels, différentes méthodes telles que le recyclage, le passage à des méthodes de production plus efficaces ou l'utilisation de matières de production alternatives sont applicables et combinables.

### Passage à des méthodes de production plus efficaces

Tout d'abord, il est indispensable de vérifier s'il existe des procédés ou des méthodes de production innovatrices et efficaces où l'eau ou d'autres matières de production sont substituables ou indispensables mais à des quantités raisonnables. Ainsi, on peut d'une part réduire les consommations en eau potable tout en réduisant le coût de production et d'autre part réduire le volume des rejets en eaux usées et par conséquent réduire leur coût de traitement.

### Recyclage de l'eau de process

Si pour des contraintes techniques ou économiques on ne réussit pas à mettre en place un processus de production ménageant les ressources en eau, on peut dans ce cas se focaliser sur le recyclage des eaux usées résultantes du cycle de production, chose qui va permettre non seulement de diminuer les besoins en eau potable mais aussi de privilégier l'utilisation des eaux usées recyclées durant le procédé de production. Le choix du traitement des eaux usées se fait en fonction du degré de pollution, du type de pollution et de leur usage après traitement (p. ex. eaux d'irrigation). Différents traitements peuvent être appliqués alors : filtration, absorption, sédimentation, flottage ou traitement biologique.

Le recyclage des eaux de process peut être utilisé soit pour des procédés continus, soit pour des procédés par lot (« batch process ») pour lesquels des installations de stockage seront nécessaires

### Remplacement de l'eau potable

Selon la qualité exigée de l'eau, on peut substituer l'eau potable par l'eau de pluie, l'eau de mer, les eaux de surface et les eaux grises générées au cours de la production industrielle. Ceci permet à côté de la réduction des rejets en eaux usées de protéger les ressources d'eau potable. Il est toutefois à vérifier que les eaux usées non réutilisables au niveau du cycle de production peuvent être réutilisées à d'autres fins opérationnelles.

### Potentiel d'économie

En introduisant à leurs méthodes de production actuelles les stratégies présentées ci-dessus, les entreprises qui requièrent une haute consommation en eau tels que la production d'électricité, la production alimentaire (surtout le traitement du riz), le traitement du coton, l'exploitation minière,

l'extraction de minéraux, ainsi que celles avec de hauts besoins en eau de refroidissement peuvent contribuer à l'économie de l'eau potable et à la réduction de production d'eaux usées.

### 3.1.3 Agriculture

Dans l'agriculture, il existe une différence importante entre l'eau utilisée et l'eau effectivement consommée. Lors de l'irrigation des cultures agricoles, on suppose qu'environ la moitié de l'eau utilisée est consommée par l'évaporation de la surface du sol ou la transpiration des plantes.<sup>31</sup> Ce pourcentage peut largement varier selon les cas. Ainsi le secteur agricole voit sa part au bilan hydrique national augmenter si on prend en compte toutes ces pertes en eau.

Au niveau du sol une part de l'eau non absorbée par les plantes traverse les différentes couches par percolation et réalimente les nappes souterraines, l'autre part ruisselle à la surface et rejoint les cours d'eau superficiels par drainage. Le drainage résultant de l'irrigation est souvent la cause de perte de qualité de l'eau (accumulation de produits agrochimiques et sels), de la propagation de maladies d'origine hydrique et de la dégradation des sols par la saturation en eau et la salinisation.

Contrairement aux eaux usées ménagères et industrielles qui peuvent recevoir un traitement avant leur rejet dans le milieu récepteur, les eaux de drainage agricoles peuvent gagner les eaux souterraines ou les eaux de surface sans avoir reçu un traitement. Comme la pollution agricole s'étend sur de grandes surfaces (pollution diffuse) la mise en place d'un système de drainage paraît très difficile. La meilleure façon de lutter contre la pollution agricole est donc d'éviter de polluer en limitant le recours aux produits phytosanitaires et aux engrais.

La gestion rationnelle des eaux agricoles aura des retombées concrètes spécialement sur le développement socio-économique des zones rurales et permettra aussi de garantir l'approvisionnement en aliments. Pour répondre aux exigences nationales (par exemple : le Plan Maroc Vert) et atteindre les objectifs internationaux (par exemple : les objectifs de développement du millénaire) concernant la production alimentaire, la croissance économique, la protection de l'environnement et la lutte contre le réchauffement climatique, il faudra accroître la productivité de l'eau dans la production agricole. Cela nécessite d'apporter des améliorations continues en améliorant les techniques d'irrigation et en modernisant la gestion de l'irrigation. Le but de cette modernisation devrait être une meilleure adaptation non seulement aux exigences de production variables - c'est-à-dire plus de flexibilité au niveau des exigences de production\_ mais aussi aux conditions climatiques, environnementales et socio-économiques locales. La FAO définit la modernisation d'irrigation comme un processus d'actualisation des techniques et de gestion des systèmes d'irrigation, combiné avec des réformes institutionnelles, avec pour objectif d'améliorer l'utilisation des ressources (d'eau, économiques, environnementales, main d'œuvre) et d'approvisionner les agriculteurs avec de l'eau.<sup>32</sup>

La FAO déduit dans sa publication «Unlocking the water potential in agriculture/Libérer le potentiel de l'eau dans l'agriculture », que la préservation et la promotion de la productivité et l'égalité dans le domaine de la gestion de l'eau agricole ne peuvent qu'être atteints par des investissements d'une

---

<sup>31</sup> FAO: Unlocking the water potential of agriculture, 2003

<sup>32</sup> FAO : Modernization of irrigation schemes: past experiences and future options, 1997

qualité supérieure. Les investissements financiers doivent être accompagnés de divers développements stratégiques. D'une part, les gérants doivent optimiser les infrastructures d'irrigation existantes. Dans cette mesure, l'implication des agriculteurs comme consommateurs et utilisateurs d'eau est décisive. Très souvent les décisions locales ont des répercussions régionales/suprarégionales, puisque les bassins hydrauliques et les gisements d'eau souterraines s'étendent à l'échelle régionale et vont plus loin encore. D'autre part, il faut promouvoir les systèmes de culture innovateurs et économes en eau.

Pour augmenter la productivité de l'eau au niveau des champs, des fermes et des bassins, on peut :

- augmenter le rendement des récoltes pour chaque goutte d'eau utilisée pour la culture,
- réduire toutes les pertes (par exemple de drainage, d'infiltration, de percolation) y compris les sorties d'évaporation autre que la transpiration stomate des récoltes,
- utiliser les précipitations, l'eau stockée et l'eau de qualité marginale de manière plus efficace.

Ces propositions sont à appliquer indépendamment de la question de savoir quel système d'irrigation (précipitations ou irrigation) a été utilisé pour la culture des produits agricoles.

L'amélioration des pratiques sur le terrain requiert des changements dans la gestion des cultures, du sol et de l'eau. Il s'agit des changements suivants :

- sélection des cultures appropriées,
- méthodes de plantation,
- travail minimal du sol,
- irrigation en temps opportun pour synchroniser l'application de l'eau avec les périodes de croissance les plus sensibles,
- gestion des éléments nutritifs,
- irrigation localisée,
- drainage amélioré pour le contrôle de la nappe phréatique.

La réduction d'eau se produit lorsque l'eau s'évapore du sol humide, des flaques d'eau entre les rangées et avant l'établissement de la culture. Toutes les pratiques culturelles et agronomiques qui réduisent ces pertes, telles que les différents écarts de ligne et l'application de mulch, améliorent la productivité de l'eau. La méthode d'irrigation affecte ainsi ces pertes d'évaporation. L'irrigation goutte-à-goutte provoque beaucoup moins d'humidification du sol que l'irrigation par aspersion.

Le gouvernement marocain prévoit d'économiser un volume total d'environ 2 Mm<sup>3</sup>/a d'eau en changeant le type d'irrigation utilisé actuellement au Maroc (reconversion à l'irrigation localisée). Ainsi on va passer à l'irrigation localisée, qui est plus économe en ce qui concerne la consommation d'eau que les irrigations gravitaire et l'aspersion. Cette augmentation d'efficacité est à évaluer positivement car elle provoque une réduction de la consommation d'eau.

Les pratiques de gestion de ressources et de cultures intégrées, tels que l'amélioration de la gestion des nutriments, peuvent accroître la productivité de l'eau en augmentant le rendement proportionnellement à l'évapotranspiration. Le traitement des mauvaises herbes et la lutte antiparasitaire ont contribué efficacement à l'augmentation des récoltes. Les techniques de

conservation des sols et d'eau à petite échelle qui sont applicables sur le terrain sont souvent adoptées plus facilement. Les investissements à grande échelle nécessitent l'existence ou la création d'organismes communautaires qui financent les investissements nécessaires et l'entretien.

Les évaluations socio-économiques de la récupération de l'eau et de l'irrigation supplémentaire sont rares. Les augmentations durables de la productivité de l'eau ne peuvent être atteintes que grâce à la formation des agriculteurs, la conservation de l'eau, l'irrigation supplémentaire, une meilleure sélection des cultures agricoles, l'amélioration des pratiques agronomiques et des interventions politiques et institutionnelles. La planification (et évaluation économique) devrait envisager explicitement l'effet à court terme et les implications à long terme des changements hydrologiques apportés par la récupération de l'eau issue des consommateurs d'eau (situés) en aval.

## 3.2 Collecte des eaux usées

Les systèmes semi-centralisés ou centralisés de traitement des eaux usées nécessitent des systèmes d'assainissement pour la collecte des eaux usées. Souvent les systèmes d'assainissement entraînent des investissements élevés et demandent beaucoup de maintenance. Il existe quand même certaines possibilités d'optimiser les systèmes d'assainissement, comme par exemple la séparation et l'utilisation directe des eaux pluviales, une simplification du réseau d'assainissement ou la réduction de la taille du réseau par l'établissement de plusieurs systèmes décentralisés de traitement. En général, les systèmes séparatifs sont à favoriser pour le transport des eaux usées pour réduire la charge volumétrique et pour éviter de surcharger les STEPs en cas d'orage.

Dans ce qui suit seront présentés les avantages et inconvénients des systèmes séparatifs de collecte et les principaux systèmes d'assainissement. Il n'est pas possible de généraliser l'applicabilité des systèmes de collecte. La sélection des systèmes adaptés de collecte doit se faire cas par cas selon les paramètres suivants :

- Système de traitement décentralisé ou centralisé
- Géographie du terrain
- Conditions géologiques
- Habitat dispersé ou compact

### 3.2.1 Systèmes unitaires

Les systèmes unitaires permettent l'évacuation de l'ensemble des eaux usées et pluviales par un seul réseau généralement pourvu de déversoirs permettant en cas d'orage le rejet direct, par surverse, d'une partie des eaux dans le milieu naturel.

Les systèmes unitaires disposent des avantages suivants :

- Nécessité d'une seule canalisation et d'un branchement par bâtiment
- Simplicité des travaux de maintenance (accessibilité)
- Les matières solides sont transportées par le flux continu en eau
- Faible coût de construction.

Les inconvénients du système sont :

- Coûts élevés en cas d'application dans les zones à faible densité de population
- Les eaux pluviales ne sont pas valorisables et surchargent en plus les STEPs en cas d'orage
- Affluent fluctuant dans les stations d'épuration
- Pollution de l'environnement en cas d'orage.

### 3.2.2 Systèmes séparatifs

Le réseau séparatif distingue la collecte des eaux usées de celles des eaux de pluie. Une canalisation est donc réservée à l'évacuation des eaux usées domestiques, auxquelles peuvent se joindre sous certaines conditions des eaux industrielles. Pendant que les eaux usées sont transportées vers la station d'épuration, les eaux pluviales sont transportées directement dans les cours d'eau récepteurs.

Une des variations des systèmes séparatifs sont les systèmes *pseudo-séparatifs*, c'est-à-dire un système séparatif modifié qui permet d'admettre des concessions dans le réseau d'eaux usées sur les eaux de ruissellement provenant des toitures, des cours, des jardins et des eaux domestiques. Par contre les eaux de ruissellement des voies publiques et espaces libres sont évacuées séparément dans un réseau pluvial.

Les avantages des systèmes séparatifs sont :

- Charge régulière de la station d'épuration
- Réduction de la pollution de l'environnement en cas d'orage
- Possibilité d'une utilisation directe des eaux pluviales pour l'infiltration et recharge de la nappe ou pour le remplacement de l'eau potable
- Réduction de la consommation énergétique en cas d'utilisation des stations hydrauliques
- Pas de nécessité de bassins de rétention devant les STEPs

Les inconvénients du système sont :

- Les eaux pluviales polluées sont déversées dans les cours d'eau récepteur (en absence des stations de prétraitement des eaux pluviales)
- Nécessité de deux canalisations
- Les faibles débits des eaux usées risquent d'entraîner l'accumulation de matières solides dans la canalisation

### 3.2.3 Assainissement gravitaire

Les systèmes d'assainissement gravitaire sont aujourd'hui des systèmes prédominants d'évacuation des eaux usées. Ils sont conçus pour transporter les eaux usées (et éventuellement les eaux pluviales) au point le plus bas d'un bassin versant ou bien à une station d'épuration centralisée de façon gravitaire.

Ce système requiert pour son fonctionnement une pente minimum et des volumes d'eau élevés. Si un gradient de pente ne peut pas être maintenu, une station de pompage doit être installée, entraînant une consommation énergétique parfois considérable. En cas de bon fonctionnement du système, le réseau d'assainissement gravitaire cause peu de nuisance par les odeurs, moustiques, etc. et permet la diminution des risques sanitaires.

### 3.2.4 Assainissement sous pression

Les systèmes d'assainissement sous pression utilisent les pompes pour transporter les eaux usées. Les eaux usées d'un ou de plusieurs bâtiments sont d'abord stockées dans une chambre de collecte. Si un certain niveau de remplissage est atteint, les eaux usées sont versées par une pompe dans le réseau sous pression et transporté à une STEP.

Le système est caractérisé par une faible consommation en eau pour le transport, des petits diamètres de tuyaux et des tranchées à faible profondeur.

Le système s'applique surtout sous les conditions suivantes :

- si les quantités des eaux usées sont faibles
- si les conditions topographiques ne permettent pas l'assainissement gravitaire
- dans les zones à faible densité de population
- dans les zones avec un sol rocheux
- dans les zones avec une nappe phréatique élevée
- dans une zone de captage d'eau potable.

### 3.2.5 Assainissement sous-vide

Le système d'assainissement par le vide est une technologie moderne permettant de collecter les eaux usées hors des bâtiments jusqu'à une station de vide puis de les évacuer vers un point de décharge, une centrale d'épuration par exemple. L'utilisation du vide permet de s'affranchir des contraintes de pentes et d'utiliser des canalisations de petits diamètres placées dans des tranchées étroites et peu profondes. Grâce au fait que le réseau soit maintenu en dépression de manière permanente, le système ne fuit jamais vers l'extérieur.

La collecte des eaux usées dans des zones à faible densité de population avec un profil de terrain sans pente peut représenter un coût d'investissement très élevé si elle est réalisée par une solution conventionnelle, dans ce cas l'assainissement par le vide est souvent une solution économiquement compétitive. Si à ce scénario s'ajoute un sol rocheux, une nappe phréatique élevée ou une zone de captage d'eau potable, l'assainissement par le vide est parfois la seule solution techniquement réalisable. Cette technologie relativement nouvelle (un peu plus de 30 ans) est méconnue des bureaux d'études et des décideurs, mais elle est en même temps de mieux en mieux acceptée grâce au nombre croissant de projets qui sont construits et apportent un grand confort d'utilisation, une sécurité d'opération et une hygiène de maintenance incomparable.

Le système d'assainissement par le vide n'a pas pour vocation de remplacer le système gravitaire. Il s'agit d'une technologie de niche correspondant aux cas complexes. Il est également à noter que les systèmes d'évacuation sous vide ne sont pas conçus pour évacuer les eaux météoriques, l'objectif est de collecter les eaux usées des bâtiments qui nécessitent un traitement avant leur retour dans le milieu naturel. Les conditions qui feront pencher la balance technique ou financière vers le système sous vide sont les suivantes:

- Faible densité de population
- Terrain plat
- Conditions de sols difficiles
  - Rocheux
  - Sableux avec nappe phréatique haute
- Présence de zones écologiquement sensibles
- Zones où les débits sont très aléatoires (touristiques, marina, etc.)
- Vieilles villes historiques avec rues étroites (médina, kasbah) et problèmes de stabilité
- Villes nouvelles (p.ex. collecte des flux partiels des eaux usées)

Une comparaison entre le système d'assainissement sous vide et le système gravitaire a démontré qu'en termes de coût d'investissement, pour le même nombre d'habitants connectés, le système d'assainissement sous vide s'est avéré plus efficace que celui gravitaire dans le cas d'un terrain plus large et plus difficile (relief, conditions de sol etc.).

### **3.2.6 Assainissement avec des réseaux d'égout à faible diamètre**

Des réseaux d'égout à faible diamètre sont construits à l'aide de conduites de petits diamètres posés à une profondeur plus faible avec une pente moins importante que les systèmes d'assainissement conventionnels. Ils se prêtent particulièrement aux zones rurales.

Pour empêcher les solides et les matières décantables d'entrer dans le réseau, chaque point de rejet est relié à un réservoir d'interception. L'égout simplifié est de conception plus flexible et présente de faibles coûts. Les coûts d'investissement sont de 50 à 80% inférieurs à ceux des égouts gravitaires conventionnels et les coûts d'exploitation sont aussi faibles. Néanmoins le système requiert une expertise pour la surveillance et les réparations, et des décolmatages plus fréquents qu'un réseau d'assainissement gravitaire.

Dans les conditions de sol rocheux ou d'une nappe phréatique élevée, la pose des conduites est plus facile à cause de la faible profondeur de l'installation.

### 3.3 Traitement et valorisation des eaux usées en milieu urbain

Dans ce qui suit seront présentés différents procédés de traitement des eaux usées. Les bilans de flux de matériaux seront élaborés afin de pouvoir évaluer leur contribution à une gestion intégrée des ressources en eau. Ces derniers indiquent le taux de dégradation de la DCO, de l'azote et du phosphore par le traitement des eaux usées. La partie de ces flux de matières qui est dégradée sous forme d'émissions ou par une accumulation dans les boues d'épuration est également indiquée.

Les bilans de flux de matériaux se basent, en général, sur un m<sup>3</sup> d'eau usée (effluent). Les charges suivantes ont été appliquées par m<sup>3</sup> d'eau usée :

- DCO : 900 g/m<sup>3</sup>
- N : 100 g/m<sup>3</sup>
- P : 15 g/m<sup>3</sup>.<sup>33</sup>

Certains bilans appliquent comme flux entrants l'urine, les fèces, les eaux grises ou bien l'eau de centrifugat résultant du traitement des boues d'épuration. Dans ces cas là les charges des flux entrants sont adaptées. Les procédés de traitement mécanique et d'hygiénisation ne seront pas présentés sous forme de bilan de flux de matériaux mais comparés par rapport à leurs performances économiques et environnementales et leur potentiel de contribution à la valorisation des eaux usées et nutriments.

#### 3.3.1 Traitement primaire/mécanique

Le traitement primaire ou bien le traitement mécanique des eaux usées concerne le prétraitement et la clarification préliminaire des eaux usées et vise la préparation des eaux usées pour les procédés ultérieurs.

Le prétraitement comprend le dégrillage, le tamisage, le dessablage et le dégraissage des eaux usées et vise la séparation de sable, de graisse et de grosses matières des eaux usées. La clarification préliminaire concerne la décantation des eaux usées pour la séparation de matières décantables.

Le tableau suivant résume les paramètres économiques, environnementaux ainsi que les taux de dégradation des matières organiques et nutriments de trois procédés de traitement mécanique : le tamisage, le micro-tamisage et la sédimentation.

---

<sup>33</sup> Ces paramètres représentent des valeurs moyennes à l'échelle nationale. Ils ont été communiqués par Prof. El Hafiane (IAV, Rabat).

Tableau 5 : Analyse des systèmes de traitement primaire/mécanique<sup>34</sup>

	Tamissage (sans floculation et précipitation)	Micro-Tamissage (10 µm)	Sédimentation (sans floculation)
<b>Economie</b>			
Investissement	faible, Technique de construction: 400-1.000 €/m <sup>3</sup> /h	faible	faible-moyen, Technique de construction: 250-1.000 €/EH
Coûts d'exploitation	faible-moyen	faible	faible-moyen
<b>Répercussions environnementale</b>			
Taux de dégradation			
- DCO	faible (max. 25%)	faible (>10%)	moyen (25-35%)
- N	- Ammonium: faible (~10%) - Nitrate: aucun impact	- Ammonium: faible - Nitrate: faible	- Ammonium: faible (<30%) - Nitrate: aucun impact
- P	faible (<10%)	faible	faible-moyen (<35%)
Emissions de CH <sub>4</sub>	aucun	aucun	faible *
Demande en surface	faible	faible	faible (0,02-0,04 m <sup>2</sup> /EH)
Consommation énergétique	moyen (0,009-0,013 kWh/m <sup>3</sup> )	faible	faible (~ 0,001 kWh/m <sup>3</sup> )
Quantité de matières résiduelles	moyen (spécifique selon les différents pays; 15-60 l/EH/a)	faible	faible (330-730 l/(EH·a) de boues liquide et non-stabilisé ou 15-40 l/(EH·a) de boues déshydraté)
Réduction des agents pathogènes			
- Virus	faible	n.d.	faible (0-1 Log.-Stufen)
- Bactéries	faible	n.d.	faible (0-1 Log.-Stufen)
- Protozoaire	faible	n.d.	faible (0-1 Log.-Stufen)
- Helminthes	faible	n.d.	faible (0-<1 Log.-Stufen)
<b>Potentiel de création de valeur ajoutée</b>			
Types d'utilisation			
- Irrigation en agriculture	non recommandé	recommandé	possible
- Irrigation en sylviculture	possible	recommandé	possible
- Arrosage des espaces verts	non possible	possible	non possible
- Recharge de la nappe	non possible	non possible	non possible
<b>Technique d'irrigation</b>			
Irrigation par infiltration	non approprié	approprié	non approprié
Irrigation goutte à goutte	non approprié	approprié	non approprié
Irrigation par aspersion	non approprié	approprié	approprié (exige une désinfection)
Irrigation gravitaire/de surface	approprié	approprié	approprié

\* Seule à des longues temps de séjour dans les bassins de décantation les petites quantités de méthane se produisent du aux procédés de dégradation anaérobie.

<sup>34</sup> DWA: Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung, 2008; traduit par IfaS

En général, les procédés de traitement mécanique n'influencent guère la concentration en matières organiques et nutritives dans les eaux usées : Selon les différents types de traitement mécanique, le taux de dégradation de DCO varie entre 10 - 35%, le taux de dégradation d'ammonium est faible (< 30%) et aucune dégradation de nitrate ne s'opère. Le tamisage et le micro-tamisage disposent d'un faible taux de dégradation du phosphate, la sédimentation atteint des taux de dégradation inférieurs à 35%.

Vue la faible élimination des agents pathogènes obtenus par le traitement mécanique, l'applicabilité des eaux usées pour l'irrigation est assez limité. L'applicabilité des eaux usées traitées mécaniquement dans les systèmes d'irrigation modernes est également limitée dû aux matières solides qui restent dans les eaux usées après le traitement mécanique (risques des colmatages, etc.).

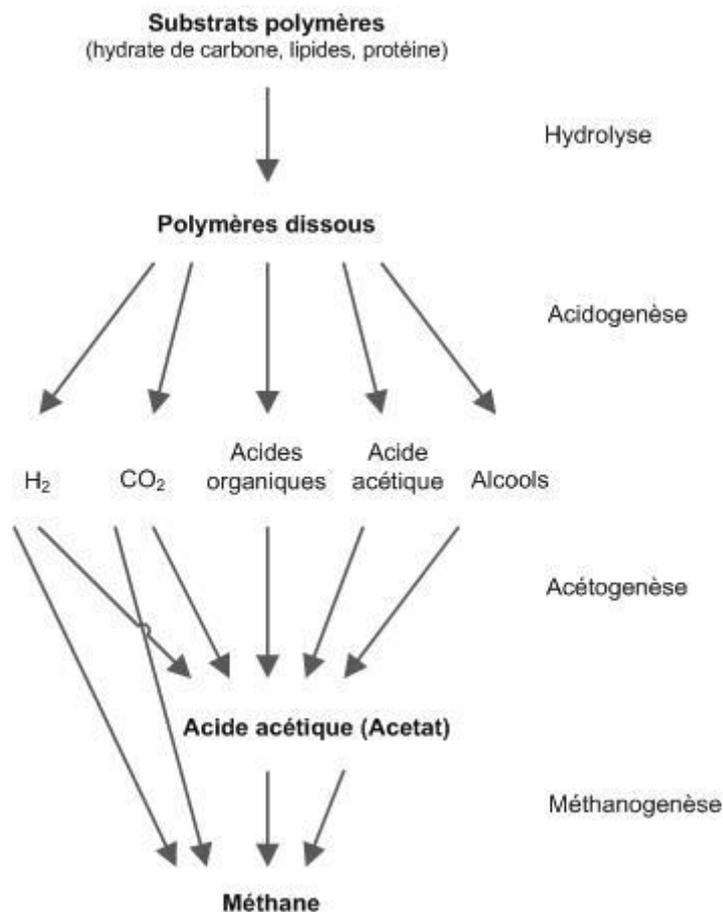
Néanmoins, l'irrigation des surfaces forestières ou bien des plantations de biomasse par les eaux usées traitées mécaniquement pourrait être une possibilité à évaluer au cas par cas. Afin de prévenir l'infiltration de l'azote et du phosphate dans les écosystèmes aquatiques, les surfaces irriguées avec les eaux usées traitées mécaniquement doivent être déterminées selon les charges des nutriments dans les eaux usées et la consommation des plantes en matières nutritives. Une autre possibilité réside dans la dilution des eaux usées épurées avec l'eau d'irrigation conventionnelle. Plus d'informations sur la réutilisation des eaux usées pour l'irrigation des plantations de biomasse (bamboo, jatropha) seront données dans le chapitre 3.5.

### **3.3.2 Traitement secondaire/biologique**

#### **3.3.2.1 Traitement anaérobie**

Le traitement anaérobie des eaux usées est une option de traitement prometteuse, car par rapport au traitement aérobie (traitement traditionnel) des eaux usées, il élimine en grande partie les matières organiques des eaux usées lorsque du biogaz comme source d'énergie est libéré. Ainsi, on obtient d'une part des économies au niveau de la consommation d'énergie lors du traitement traditionnel des eaux usées, et d'autre part, la possibilité de mettre en place une source d'énergie renouvelable. Le procédé anaérobie n'est pas approprié à l'élimination des éléments nutritifs puisqu'il ne réduit pas la masse de matières nutritives. Soit l'élimination des matières nutritives doit être exécutée dans le cadre d'un post-traitement, soit les eaux usées épurées doivent être utilisées pour irriguer les surfaces agricoles au lieu de les déverser dans des cours d'eau ou des lacs. Cette manière de combiner le traitement anaérobie des eaux usées avec l'utilisation de celles-ci dans le secteur agricole s'avère être intéressante pour le Maroc, lorsqu'on utilise les potentiels de synergie on augmente l'efficacité énergétique du procédé.

La technique anaérobie utilise des procédés biologiques en l'absence d'oxygène, grâce auxquels des substances organiques sont décomposées en méthane et dioxyde de carbone. Le procédé de dégradation anaérobie peut être divisé en quatre étapes de dégradation, impliquant trois groupes de micro-organismes. Les principales méthodes de conversion sont illustrées dans le schéma suivant.



**Figure 9 : Schéma des différents niveaux de dégradation anaérobie<sup>35</sup>**

En ce qui concerne la protection des ressources, le traitement des eaux usées anaérobies offre, par rapport aux procédés aérobie, les avantages suivants:

- La ventilation nécessaire lors du traitement aérobie des eaux usées devient superflue puisque le traitement anaérobie des eaux usées se produit en l'absence d'oxygène. Par conséquent, les besoins énergétiques du traitement anaérobie des eaux usées baissent considérablement.
- Lors du traitement anaérobie des eaux usées, du méthane est produit comme produit final, celui-ci est une source d'énergie utilisable.

Le procédé anaérobie peut aussi bien être employé pour le traitement des eaux résiduelles industrielles que pour celui des eaux usées municipales. En Europe et en Amérique du Nord, le procédé anaérobie pour le traitement des eaux résiduelles est principalement utilisé dans le domaine industriel. Dans les pays tropicaux et subtropicaux, de plus en plus d'installations anaérobies sont construites depuis quelque temps déjà afin de traiter les eaux usées provenant des municipalités. Ceci est dû au fait que les températures des eaux résiduelles sont beaucoup plus hautes dans ces régions qu'ailleurs. De nombreuses installations sont situées en Amérique du Sud, en particulier au Brésil, au Mexique, en Colombie et à l'Equateur ainsi qu'en Asie, notamment en Chine et en Inde.

<sup>35</sup> ATV-Fachauschuß 7.5 (1994) Anaerobe Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern, Geschwindigkeitsbestimmende Schritte beim anaeroben Abbau von organischen Verbindungen in Abwässern. Korrespondenz Abwasser 41, 101 - 107

Selon des informations fournies par un projet de la GTZ/TBW<sup>36</sup>, 78 installations anaérobies ont été exploitées jusqu'en 1998 dans le monde pour le traitement des eaux usées municipales. Les installations les plus grandes se trouvent en Amérique latine, ont un débit d'environ 100.000 m<sup>3</sup>/j et traitent les eaux usées provenant de plus de 400.000 EH. Il existe également dans les pays évoqués de nombreuses petites installations avec un volume de moins de 50 m<sup>3</sup> et 1.500 EH.

Le tableau suivant donne des exemples des grandes installations anaérobies.

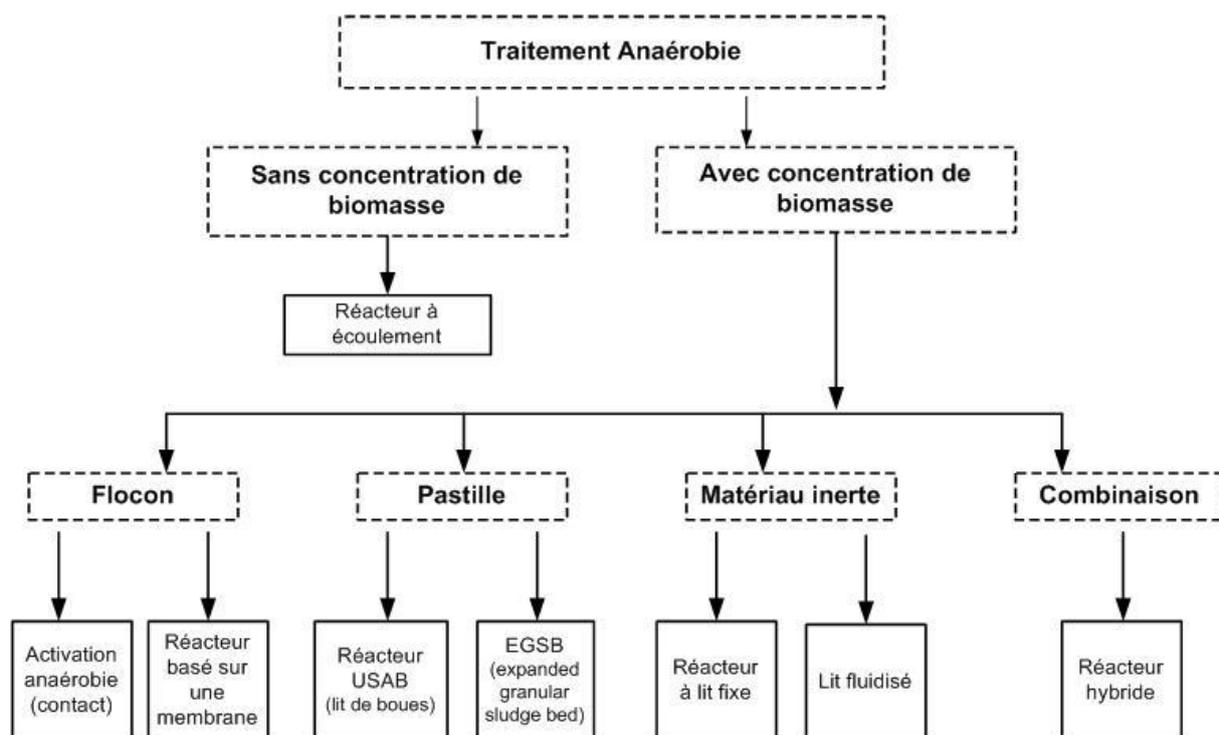
**Tableau 6 : Grands réacteurs anaérobies pour le traitement des eaux usées municipales**<sup>37</sup>

Lieu	Pays	Type <sup>A</sup>	Opération depuis	Capacité	Taille du réacteur (m <sup>3</sup> ) <sup>C</sup>	ηDCO (%) <sup>D</sup>	Temps de rétention (h)	Température (°C)
Tulare <sup>1)</sup>	USA	Teich	1988	ca 130	116.000	80	168	26
Kanpur <sup>2)</sup>	Inde	UASB	1989	50-360	9.000	bis 75	6	20-30
Miyun I	Chine	HUSB	1990	ca.150 <sup>B</sup>	2*1600	-	5,1	-
Kunmin	Chine	HUSB	1991	ca.200 <sup>B</sup>	4*860	-	4,1	-
Mirzapur <sup>2)</sup>	Inde	UASB	1992	ca.200 <sup>B</sup>	4.800	bis 75	6	20-30
Londrina-N	Brésil	UASB	1996	400	?	-	-	-
Faridabad II	Inde	UASB	1996	ca.170 <sup>B</sup>	5.625	-	8	-
Faridabad III	Inde	UASB	1996	ca.190 <sup>B</sup>	6.250	-	8	-
Guryaon	Inde	UASB	1996	ca.110 <sup>B</sup>	3.750	-	8	-
Sonipat	Inde	UASB	1996	ca.110 <sup>B</sup>	3.750	-	8	-
Yamunanagar II	Inde	UASB	1996	ca.100 <sup>B</sup>	3.125	-	8	-
Paripat II	Inde	UASB	1996	ca.130 <sup>B</sup>	4.375	-	8	-
Medan	Indonésie	UASB	1996	ca.100 <sup>B</sup>	3.000	-	8	26
Rio Frio <sup>3)</sup>	Colombie	UASB	1996	240	3*3300	65	5,7	26
Puerta la Cruz	Venezuela	UASB	Construction en 1997	400	2*10800	-	5	25
Hyderabad	Inde	UASB	Construction en 1996	ca.100 <sup>B</sup>	3.125	-	8	-
Jiaonan	Chine	HUSB	Construction en 1996	ca.200 <sup>B</sup>	4.800	-	5,8	-
Veracruz <sup>4)</sup>	Mexique	UASB	Construction en 1996	1100-3500 <sup>B</sup>	5*16000	-	18	35
Obregon <sup>5)</sup>	Mexique	Teich	Construction en 1996	2150	8*10000	-	16	-
Atuba Sul	Brésil	UASB	Construction en 1997	580	16*2000	80	8	-
Babahayo	Equador	UASB	Construction en 1997	110	6.000	-	8	25
A:	UASB: Anaerobie Flux ascendant à lit de boues; HUSB: Hydrolyse Flux ascendant à lit de boues; Lagune = lagune anaerobie couvert							
B:	Calculé à partir de la DCO et le volume des effluents, 100 l/hab/j ou bien 100 g DCO/hab/j							
C:	Nombre des réacteurs * le volume des réacteurs individuels							
D:	Taux d'épuration de la DCO							
1):	Eaux usées domestique et eaux usées provenant de l'élevage des poulets, Lagune anaerobie avec récupération de gaz selon le processus ADI.							
2):	Eaux usées domestiques et eaux usées industrielles provenant de l'industrie du cuir et du textile (rapport ca. 3:1)							
3):	Première phase d'expansion en 1989 avec 160.000 E et 6.600 m <sup>3</sup>							
4):	Eaux uées domestiques et industerielles							
5):	Lagune anaerobie avec courant ascendant sans séparation en trois phase (Sunw ater Systems Inc.), Deux installations identiques Obregon-Nord et Obregon Sud avec chacune une taille d'extension spécifiée.							

La Figure 10 montre un aperçu des différents procédés anaérobies pour le traitement des eaux usées. On différencie les procédés sans concentration de biomasse de ceux avec concentration de biomasse.

<sup>36</sup> GIZ/TBW (1998) Förderung der Anaerobtechnologie zur Behandlung kommunaler und industrieller Abwässer und Abfälle – Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse. Eschborn, Germany

<sup>37</sup> GIZ/TBW (1998) Förderung der Anaerobtechnologie zur Behandlung kommunaler und industrieller Abwässer und Abfälle – Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse. Eschborn, Germany



**Figure 10 : Répartition de procédés anaérobies** <sup>38</sup>

Dans des grandes et moyennes installations, le traitement anaérobie des eaux usées a lieu la plupart du temps dans des réacteurs à lit de boue. Parmi ces derniers, le réacteur UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) est, avec un taux d'utilisation de 75%, de loin le type le plus fréquemment construit dans le monde. <sup>39</sup>

La particularité du réacteur UASB est que certains micro-organismes anaérobies sont capables de former des granules indépendamment dans des conditions appropriées. Ces agglomérats de micro-organismes ont une structure compacte avec un diamètre de plusieurs millimètres. Dû aux très bonnes caractéristiques de décantation, ces granules sont conservées dans le réacteur et peuvent s'y accumuler, tandis que les micro-organismes qui ne peuvent pas former de granules sont lessivés du système. Grâce à ce processus de sélection, une teneur en matière organique sèche allant jusqu'à 90 kg/m<sup>3</sup> peut être atteinte dans le réacteur UASB. <sup>40</sup>

La Figure 11 présente un schéma du réacteur UASB. Les eaux usées coulent à travers le lit de granules de bas en haut. Grâce à la vitesse d'écoulement et la formation de gaz lors de la dégradation anaérobie, le lit de granules reste en suspens et est alimenté avec du substrat. Pour atteindre un soutien sélectif de micro-organismes, un approvisionnement hydraulique constant doit être assuré. Cela peut éventuellement être effectué par un retour proportionnel des eaux usées traitées dans le réacteur. Dans la partie supérieure du réacteur, on trouve un séparateur à trois phases, qui favorise par sa structure, la séparation du gaz, des eaux usées et des granules. Le gaz s'accumule dans le coffre à gaz et est ainsi évacué du réacteur vers le haut. Les granules, qui arrivent jusqu'au collecteur

<sup>38</sup> Bischofsberg, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C. F., & Böhnke, B. 2005 Anaerobtechnik. Springer, Berlin Heidelberg

<sup>39</sup> GIZ/TBW (1998) Förderung der Anaerobtechnologie zur Behandlung kommunaler und industrieller Abwässer und Abfälle – Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse. Eschborn, Germany

<sup>40</sup> Bischofsberg, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C. F., & Böhnke, B. 2005 Anaerobtechnik. Springer, Berlin Heidelberg

à trois phases, changent à ce niveau leur itinéraire et sont empêchées à quitter le réacteur. Les eaux usées traitées sont également collectées et quittent le réacteur par le haut.

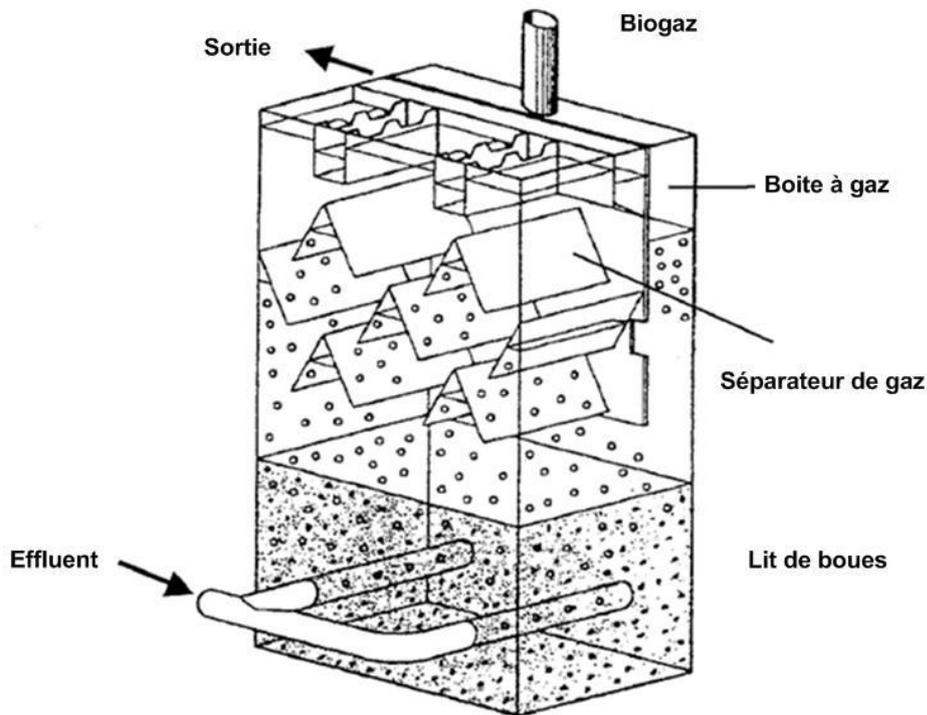


Figure 11 : Schéma du réacteur UASB (BIOPAQ® - System)

Les principaux facteurs déterminants et paramètres de dimensionnement du traitement anaérobies des eaux usées sont définis par la température des eaux usées, le temps de rétention (séjour hydraulique), la charge, la vitesse d'écoulement et la concentration des eaux résiduelles. La température des eaux usées a une influence majeure sur le procédé de purification et devrait toujours être supérieur à 15°C pendant toute l'année, de préférence supérieur à 20°C. Le temps de séjour et la charge sont des paramètres clés à prendre en considération pour le dimensionnement de l'installation. Le temps de séjour dans le réacteur UASB ne doit en aucun cas être inférieur à quatre heures, les expériences pratiques ont montré que le temps de séjour optimal se situe entre 5 et 10 heures. La charge DBO se situe fréquemment entre 0,8 à 1,5 kg BSB5/m<sup>3</sup>. Dans le réacteur UASB, il est recommandé d'avoir une vitesse d'écoulement allant de 0,5 à 1,5 m/h afin d'assurer une circulation adéquate et de retenir sélectivement les micro-organismes chargés de former les granules. Les eaux usées à traiter doivent avoir une teneur en DCO supérieure à 400 mg/l. Selon la bibliographie<sup>41</sup>, c'est seulement à partir de cette concentration que les avantages de la technique anaérobie ressortent par rapport aux autres méthodes/procédés.

La température lors du procédé de traitement et la température des eaux usées font partie des paramètres qui influencent le plus l'efficacité du traitement anaérobie. Ainsi les températures optimales du procédé anaérobie sont d'environ 35°C dans le domaine mésophile et 55°C dans le domaine thermophile. Alors que les stations anaérobies traitant les eaux usées industrielles et les boues d'épuration sont habituellement chauffées et donc exploitées avec des températures mésophiles ou thermophiles, le traitement anaérobie des eaux usées communales a à ce sujet la

<sup>41</sup> Gate/GIZ (2001) Anaerobic treatment of municipal wastewater in UASB-reactors. Technical Information W6e, GIZ, Eschborn, Germany

particularité que le chauffage de grandes quantités d'eau avec des concentrations relativement faible en composés organiques requiert plus d'énergie, que l'énergie qui se laisse en fin de compte produire sous forme de biogaz. À cet égard, le procédé anaérobie de traitement des eaux usées municipales exige de hautes températures ambiantes permettant une haute dégradation anaérobie même sans un apport d'énergie externe. La température des eaux usées doit de préférence être en dessus de 20°C pendant toute l'année, car elle influence de manière considérable l'efficacité d'épuration.

La Figure 12 illustre la relation entre la température des eaux usées et la dégradation DCO à attendre.

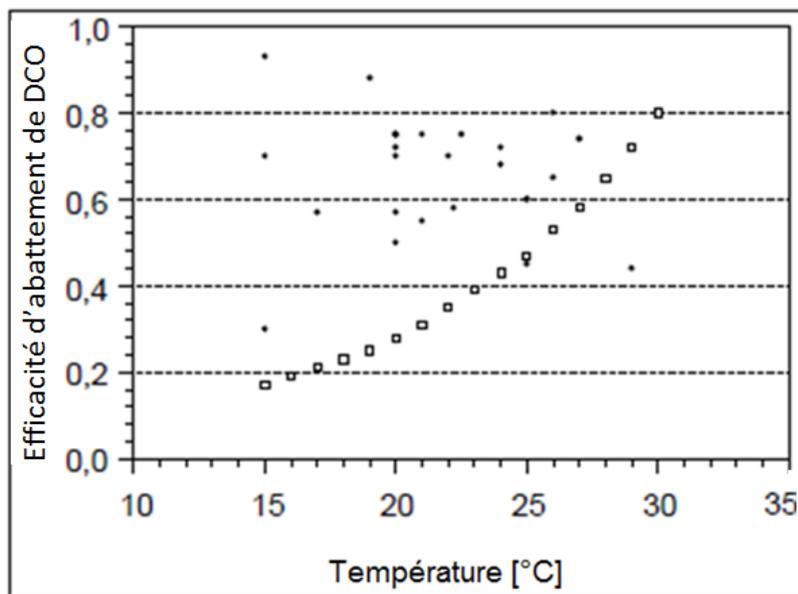


Figure 12 : Efficacité d'abattement de DCO en fonction de la température<sup>42</sup>

Tandis que les carrés de la Figure 12 représentent la relation qui est à attendre théoriquement et indiquent que la dégradation DCO augmente proportionnellement avec la température, les points représentent quant à eux les résultats d'exploitation obtenus. Par conséquent, on obtient, avec des températures d'au moins 20°C, une dégradation DCO allant jusqu'à 80%, ce qui devrait normalement être possible selon la dépendance théorique à partir d'une température d'environ 30°C. On observe ce phénomène dans de nombreuses stations anaérobies de par le monde et on en profite dans la pratique. Puisque ce niveau de température des eaux usées au Maroc peut être atteint dans de nombreux cas tout au long de l'année, le traitement anaérobie des eaux usées communales doit être pris en considération lors du choix des méthodes alternatives. Les expériences enregistrées en Allemagne montrent que même à des températures inférieure à 20°C une dégradation anaérobie stable est possible si la concentration de la biomasse dans les réacteurs est assez élevée (jusqu'à 35 g oTR/L). Dans de tels cas on peut travailler partiellement avec des membranes pour la rétention complète de la biomasse<sup>43</sup>.

<sup>42</sup> Punkt-Marker: Datenbank GIZ; Offene Marker nach Van HAANDEL und LETTINGA (1994) nach HENZEN und HARREMOES (1983); relative Abbauleistungen bezogen auf angenommene DCO-Elimination = 80% bei 30°C

<sup>43</sup> Montag, D.,: Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung, 2008

La concentration des matières organiques dans les eaux usées à traiter est un autre composant déterminant lors du traitement anaérobie. En principe, la règle suivante est valable. Plus la concentration DCO est haute, plus la dégradation anaérobie est efficace dans la mesure où les congestions dues au chargement élevé des réacteurs anaérobies peuvent être évitées.

Dans le domaine des eaux usées municipales, les flux d'eau séparés très concentrés tels que les eaux noires ou marrons sont appropriés pour traitement anaérobie, surtout si ils peuvent être saisis séparément avec de faibles quantités d'eau de rinçage. Même s'il est possible de traiter la totalité des eaux usées municipales, il s'avère toutefois moins efficace lorsqu'il s'agit de traiter des courants beaucoup moins concentrés. D'une part cette circonstance est à attribuer aux grands volumes indispensables des réacteurs et d'autre part à la solubilité du méthane dans l'eau. Ainsi, la solubilité de méthane s'élève à 16,5 mg/l dans le cas où la température est d'environ 20°C et la pression partielle atteint environ 0,67 bar (le biogaz contient 2/3 de méthane), ce qui équivaut à une concentration DCO d'environ 66 mg/l. Si lors du traitement anaérobie des eaux usées communales peu concentrées 400 mg DCO/l pourraient être dégradés (et par conséquent 66 mg CH<sub>4</sub>/l seraient produits), alors 16% de cette quantité quitterait le réacteur avec les eaux usées traitées si bien que la consommation d'énergie lors du traitement diminuerait. En même temps le méthane contribuerait dans une mesure correspondante à l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre (impact climatique par rapport au CO<sub>2</sub> relèverait du facteur 21). L'alternative serait d'installer une dépression au dessus des eaux usées déjà traitées avec le procédé anaérobie afin que le méthane dissout puisse être extrait de la phase aqueuse.

Les données disponibles concernant les concentrations DCO dans les eaux usées communales au Maroc ne suffisent pas pour pouvoir effectuer une déclaration représentative sur les concentrations réelles des charges des eaux usées. La concentration moyenne de la DCO s'élève à 900 mg O<sub>2</sub>/l avec une échelle de variation entre 500 – 1.500 mg O<sub>2</sub>/l.<sup>44</sup> En se basant sur des données évaluées, on estime que, par exemple, la concentration DCO d'affluent dans la station d'épuration de Marrakech est d'environ 1600 mg/l. À cet égard, on estime que dans ces cas un traitement anaérobie devrait être faisable. Au cas par cas, on doit par contre vérifier dans quelle mesure un traitement anaérobie est raisonnable et praticable sur chaque site au Maroc.

Comme il a déjà été expliqué, le traitement anaérobie se passe dans les réacteurs à lit de boues dans les moyennes et grandes installations à l'échelle mondiale. En outre, le réacteur UASB est celui qui jouit de l'utilisation la plus courante. Il faudrait toutefois souligner que plusieurs réacteurs réalisés ne sont pas exploités comme réacteurs UASB, mais plutôt comme des réacteurs à lit de boue, parce que dans de nombreux cas sous de faibles concentrations de l'affluent ainsi que des eaux usées riches en matières solides la formation de pellets ne se fait pas.

Le Tableau 6 montre quelques indicateurs opérationnels des installations UASB existantes dans le monde entier traitant les eaux usées communales par le biais du procédé anaérobie. On remarque, que la température des eaux usées se situe entre 20 et 30°C, le temps de séjour hydraulique est de 5 à 10 h et la charge volumétrique va de 0,8 à 1, 4 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>-d. En se basant sur l'assemblage de bibliographies fait par Urban<sup>45</sup>, les niveaux de dégradation DCO lors du traitement anaérobie des eaux usées municipales se situent environ entre 60 et 85% pour des températures allant de 20 à 30°C. Des paramètres de dimensionnement les plus importants pour les réacteurs anaérobie qui sont

---

<sup>44</sup> Ces paramètres représentent des valeurs moyennes à l'échelle nationale. Ils ont été communiqués par Prof. El Hafiane (IAV, Rabat).

<sup>45</sup> Urban: Anaerobe Kommunalabwasserbehandlung, 2009

la charge volumétrique et le temps de séjour, seul le temps de séjour est invoqué comme paramètre de conception tout comme c'est le cas pour les eaux usées municipales. Van Haandel et Lettinga (1994)<sup>46</sup> ont recommandé par exemple un temps de séjour d'au moins quatre heures. Celui-ci est par contre un peu plus haut dans la pratique, comme il est indiqué dans le Tableau 7. Un rapport de la GIZ<sup>47</sup> s'appuyant sur une base de données des installations existantes dans le monde propose un temps de séjour allant de 4 à 20 h.

**Tableau 7 : Comparaison des paramètres de dimensionnement les plus importants du traitement anaérobie des eaux usées municipales avec les réacteurs UASB<sup>48</sup>**

Ville (Pays)	Température des eaux usées [°C]	Temps de rétention [h]	Charge volumétrique [kg BSB/m <sup>3</sup> d]	Vitesse de circulation vers le haut [m/h]
Cali (Colombie)	–	5,0	–	–
Kanpur (Inde)	20 - 32	5,8	1,25	0,87
Bucaramanga (Colombie)	> 20	5,2	1,0	0,78
Sumare City (Brésil)	> 20	7,0	–	–
Alexandria (Egypte)	20 - 30	6,7	1,4	0,67
Manguera (Brésil)	30	9,7	0,8	0,52

En revanche, les réacteurs UASB traitant les eaux usées industrielles par le biais du procédé anaérobie sont généralement désignés par le paramètre de la charge volumétrique à cause de la concentration significativement plus élevée de l'affluent. Ces concentrations sont nettement plus élevées (jusqu'à 17,6 kg DCO/m<sup>3</sup>·d) par rapport à celles observées dans les réacteurs anaérobies municipaux (voir Tableau 8). Les paramètres cruciaux sont de ce fait la concentration de l'affluent ainsi que la composition matérielle et la dégradabilité des composés organiques.

**Tableau 8 : Données d'exploitation des grandes installations UASB<sup>49</sup>**

Installation	B <sub>R</sub> [kg/m <sup>3</sup> j]	t <sub>R</sub> [h]	MS Lit de boues [kg/m <sup>3</sup> ]	MOS [%]	MOS Volume d'eau [kg/m <sup>3</sup> ]	B <sub>OTR</sub> [kg/(kg*j)]	V <sub>H2O</sub> [m/h]	DCO <sub>affl</sub> [kg/m <sup>3</sup> ]	DCO <sub>effl</sub> [kg/m <sup>3</sup> ]
Jus de fruits <sup>1</sup>	3,8	13,4	80	71	26	0,15	0,34	2,1	0,32
Brasserie <sup>2</sup>	4,7	10,6	39	73	18	0,26	0,60	2,1	0,40
Pomme de terre <sup>3</sup>	8,3	7,5	85	-	36	0,23	0,75	2,6	0,26
Brasserie <sup>3</sup>	5,9	17,0	55	75	14	0,42	0,60	4,2	0,46
Amidon <sup>3</sup>	17,6	7,5	100	-	27	0,65	0,67	5,5	1,00

<sup>46</sup> Gate/GTZ: Anaerobic treatment of municipal wastewater in UASB-reactors, 2001

<sup>47</sup> Van Haandel A.C., Lettinga G.: Anaerobic sewage treatment, 1994

<sup>48</sup> Bauerfeld, Dockhorn, Dichtl: Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern, 2010

<sup>49</sup> Bischofsberg, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C. F., & Böhnke, B.: Anaerobtechnik, 2005

Papier <sup>4</sup>	6,9	4,5	90	80	43	0,16	1,23	1,3	0,40
Brasserie <sup>4</sup>	6,8	6,0	62	82	20	0,34	1,07	1,7	0,30
Pomme de terre <sup>4</sup>	10,0	28,8	50	80	29	0,34	1,19	12,0	0,60
Réglisse <sup>4</sup>	13,0	33	48	80	28	0,46	1,17	18,0	1,80
Distillerie <sup>5</sup>	14,5	3,3	-	90	-	1,30	-	2,0	0,30
Sucre <sup>4</sup>	15,2	4,4	149	30	29	0,52	1,25	2,8	0,25
Sucre <sup>6</sup>	12,5	9,6	-	-	-	-	-	5,0	0,50

Les réacteurs UASB qui traitent les eaux noires ou marrons sont pour l'instant très peu connus dans le monde pratique. Puisque les concentrations DCO des eaux noires et marrons (par exemple 9500-19.000 mg/l issus de toilettes vacuum) sont beaucoup plus élevée que celles observées dans les eaux usées municipales diluées, le temps de séjour nécessaire pour la dégradation sera aussi plus haut que celui estimé pour les eaux usées municipales c'est-à-dire 5 à 10 h. Marte<sup>50</sup> et Wendland<sup>51</sup> rapportent par exemple au bout des tests de laboratoire avec des eaux noires des temps de séjour de 8,7 (78% de dégradation) et de 20 jours (plus de 60 % de dégradation). À cet égard, les paramètres de fonctionnement des réacteurs UASB qui traitent les eaux noires et marrons ne peuvent pas servir de référence pour déterminer les réacteurs UASB municipaux ordinaires. Les paramètres doivent encore être complétés par d'autres recherches.

#### Investissement et coûts d'exploitation

Pour déterminer les coûts d'investissement et les frais d'exploitation des installations traitant les eaux usées, on invoque généralement les données disponibles des installations existantes et les réfère aux indicateurs typiques des installations tels que la taille du réacteur, les charges de l'effluent ou les données des habitants raccordés à l'installation.

Il en résulte très souvent un manque de comparabilité des installations entre elles, car les conditions actuelles, le type et la qualité de la réalisation ou encore les régions et les dates de réalisation des installations peuvent extrêmement varier d'une installation à l'autre. Une étude sur la promotion de la technique anaérobie O montre que les coûts d'investissement pour les stations anaérobies de traitement des eaux usées municipales varient entre 3 et 30 USD par équivalent-habitant et les coûts d'investissement pour les usines UASB traitant des eaux usées industrielles varient entre 20 à 400 \$ US/kg.

Afin de comparer les différentes variantes de traitement dans le cadre de la présente étude, il est indispensable d'effectuer une approche modèle pour la détermination des coûts. Pour ce faire, il existe des estimations de coûts comparatives, qui permettent de créer un lien direct avec les volumes de réacteur découlant du dimensionnement de l'installation.

Dans le modèle utilisé, les investissements liés aux composants nécessaires (technique de construction, génie mécanique, génie électrique y compris le stockage et utilisation de gaz) pour l'installation anaérobie seront sommairement pris en compte.

<sup>50</sup> Graaff, M. S., Temmink, H., Zeeman, G., Buisman, C. J. N.: Anaerobic Treatment of Concentrated Black Water in a UASB Reactor at a Short HRT, 2010

<sup>51</sup> Wendland, C..Anerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse,2008

Pour estimer les investissements requis pour un traitement anaérobie avec un réacteur UASB, il faut faire recours à l'approche dégressive de Beckereit<sup>52</sup>, qui a été adaptée en conformité avec les indices de prix pertinents et une extension de l'équipement technique, sans oublier la technique nécessaire pour l'utilisation de gaz. Cette approche fait référence au volume du réacteur comme indicateur décisif. Le terrain, les branchements, le post-traitement anaérobie, les édifices particuliers comme la déshydratation des boues n'y sont pas inclus.

$$\text{Investissement} = 1.242.805 / \text{m}^3 \text{ volume du réacteur} + 351,291 \text{ [€/m}^3 \text{ V}_{\text{Anaérobie}}] \quad \text{Gl. 1}$$

L'investissement ainsi obtenu sera réparti à l'aide d'un barème de répartition fixe sur la technique de construction et l'équipement technique. La figure 15 illustre la démarche correspondante. Ce modèle a été développé par Ghazy (2011)<sup>53</sup>, afin de comparer les coûts de capital des stations de traitement des eaux usées en Egypte avec ceux des usines européenne et nord-américaines. Ce modèle sera aussi utilisé pour l'adaptation des investissements aux conditions marocaines puisque le royaume du Maroc et l'Egypte ont des structures comparables en ce qui concerne cette question. La figure 14 montre dans la partie gauche du tableau les relations utilisées en Allemagne et dans la partie droite celles utilisées au Maroc. La répartition des investissements sur les constructions et l'équipement technique permet une adaptation aux conditions locales puisque les investissements architecturaux peuvent être faits comme un service local aux conditions habituelles locales, tandis que l'équipement technique doit généralement être importé de l'étranger aux prix du marché mondial (à ces prix s'ajoute aussi la douane prélevée sur les importations). Alors qu'en Allemagne la relation entre les investissements et l'équipement technique est de 70% vers 30%, on suppose qu'au Maroc les investissements dans la construction sont de 38,5% et ceux concernant la technique de machine s'élèvent à 34.5% (relatif à 100% d'investissement en Allemagne). Ceci est notamment dû au fait que les prix de construction locaux sont sensiblement plus bas qu'en Allemagne mais les machines coûtent beaucoup plus cher à l'acquisition. Au total, les investissements au Maroc s'élèvent à 73% des investissements en Allemagne.

---

<sup>52</sup> Beckereit, M.: Kosten der anaeroben Abwasserbehandlung, 1988

<sup>53</sup> Ghazy, M.R.M.. Sustainable sewage sludge management in Egypt, 2011

Modèle des coûts EPA				Modèle des coûts adaptés Egypte			
Coûts de machinerie et électrotechnique 30%		Coûts de construction 70%		Coûts de machinerie et électrotechnique 34,5%		Coûts de construction 38,5%	
M 70%	E 30%	Salaire 55%	Matériel 45%			Salaire 11,5%	Matériel 27%
100%				73%			

Tableau 9 : Schéma pour la répartition des coûts selon les relations en Allemagne et au Maroc <sup>54</sup>

À l'aide de l'approche dégressive de Beckereit (GL 1) et de l'approche d'adaptation de Ghazy (Tableau 9), il est possible de déterminer les coûts d'investissement pour une installation UASB au Maroc en fonction des volumes de réacteurs tout comme le montre la Figure 13.

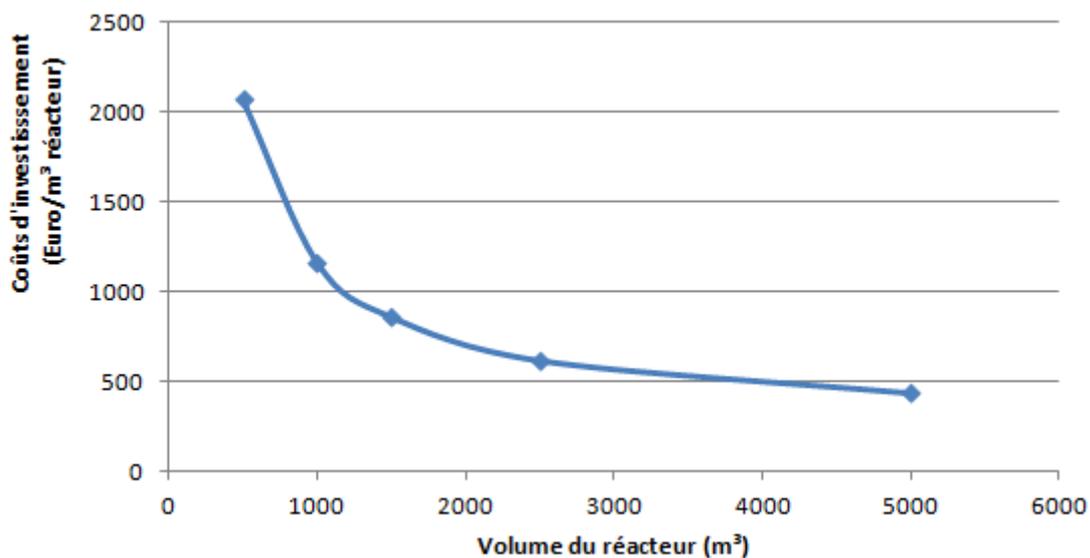


Figure 13 : Coûts d'investissement pour les installations UASB au Maroc (calculé selon les approches de Beckereit et Ghazy)

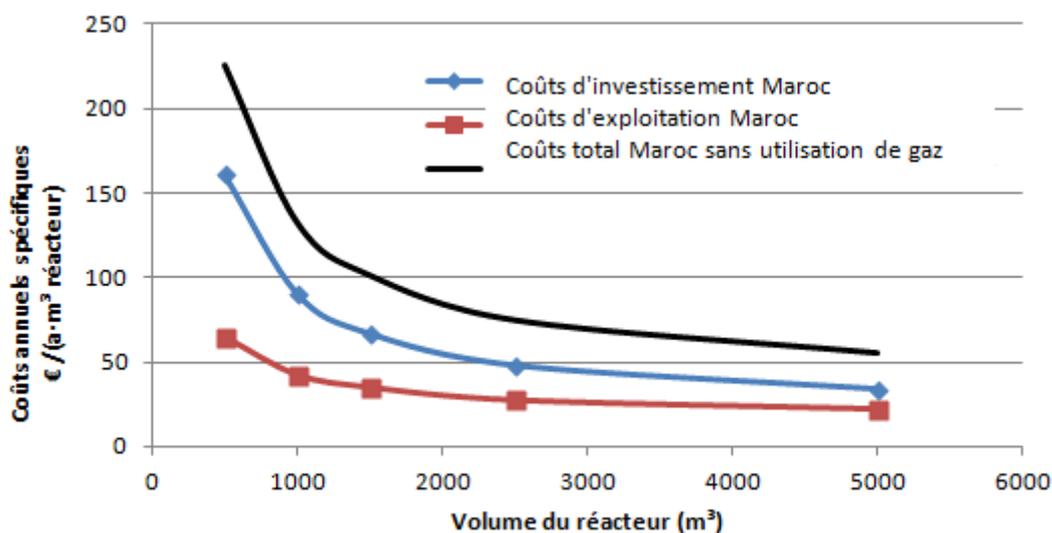
Les coûts d'investissement spécifiques par m<sup>3</sup> de volume de réacteur baissent lorsque le volume de réacteur augmente. Selon cette approche, les coûts d'investissement s'élèvent à moins de 500 €/m<sup>3</sup> à partir d'un volume de réacteur d'environ 5.000 m<sup>3</sup>, ils grimpent à plus de 2.000 €/m<sup>3</sup>, lorsque le réacteur a un volume inférieur à 500 m<sup>3</sup>.

Pour pouvoir déterminer les frais d'exploitation, les frais de maintenance, les frais de personnel et les coûts énergétiques sont évalués séparément à l'aide des approches suivantes:

<sup>54</sup> Ghazy, M.R.M.: Sustainable sewage sludge management in Egypt, 2011

Ressources humaines:	1 – 4 personnes pour les installations avec des volumes de réacteur de 500 – 5000 m <sup>3</sup>
Niveau salarial:	8400 € / a
Consommation d'énergie:	0,15 kWh / kg DCO <sub>éliminé</sub> resp. 0,19 kWh / m <sup>3</sup> réacteur d (à une charge volumétrique de 1,8 kg DCO/m <sup>3</sup> réacteur d et un taux d'abattement de 70%)
Coûts d'achat de l'énergie:	9 €Cent / kWh
Maintenance:	2%/a du montant des coûts liés aux investissements

Il s'ensuit les frais d'exploitation annuels relatifs au volume du réacteur. Pour une durée d'utilisation de 30 ans en ce qui concerne la technique de construction et de 12 ans concernant l'équipement technique ainsi qu'un taux d'intérêt de 3,5%, l'annuités des coûts d'investissement sont calculés. En additionnant les coûts d'investissement et les frais d'exploitation annuels, on obtient les coûts totaux annuels provoqués par l'exploitation d'une usine UASB au Maroc. Il faut noter que les recettes réalisées par l'utilisation du gaz ne sont pas prises en compte dans ce calcul. Les coûts d'investissement, les frais d'exploitation annuels et les coûts totaux annuels ainsi calculés sont représentés dans la Figure 14.



**Figure 14 : Coûts d'investissement et d'exploitation pour les installations UASB au Maroc**

Il faut souligner que les coûts liés à l'évacuation des boues ne sont pas encore compris dans les frais d'exploitation. La production des boues lors du traitement anaérobie est de 0,2 - 0,4 kg TS/kg DCO<sub>éliminé</sub> et est ainsi très inférieure à celle enregistrée lors du traitement aérobie. Dans des pays tels que l'Égypte, les boues résultant du traitement des eaux usées sont données et parfois même vendues aux agriculteurs. Ainsi, lors du calcul des frais d'exploitation, on suppose que les coûts pour l'évacuation des boues sont compensés par la remise aux agriculteurs. S'il s'avère que cette hypothèse est fautive, il faudrait alors bien entendu inclure les coûts dus à l'évacuation des boues dans le calcul des frais d'exploitation.

L'utilisation du gaz est un facteur important dans le calcul des coûts totaux annuels, qui n'est pas à négliger. Par la production de l'électricité à partir du biogaz on ne peut pas seulement couvrir les besoins énergétiques de l'installation mais on peut aussi injecter l'excédent au réseau et obtenir une rémunération. Le prix d'indemnisation au Maroc est estimé à 6 centimes €/kWh. Le tableau suivant liste d'autres paramètres importants pour le calcul des recettes réalisées lors de l'utilisation de gaz.

Production de biogaz:	0,3 m <sup>3</sup> / kg DCO <sub>éliminé</sub>
Dont production de méthane :	0,2 m <sup>3</sup> / kg DCO <sub>éliminé</sub>
Production d'énergie primaire:	2 kWh/ kg DCO <sub>éliminé</sub> resp. 2,52 kWh / m <sup>3</sup> réacteur · d (à une charge volumétrique de 1,8 kg DCO/m <sup>3</sup> réacteur· d et taux d'abattement de 70%)
Efficacité électrique:	40% 0,8 kWh/ kg DCO <sub>éliminé</sub> resp. 1,0 kWh / m <sup>3</sup> réacteur · d

Les coûts totaux annuels qui en résultent, en tenant compte des recettes, sont représentés dans la Figure 15, bien que dans le calcul, l'électricité produite est utilisée pour couvrir les besoins énergétiques propres. On peut constater que l'utilisation du biogaz joue un rôle important dans le calcul des coûts des installations anaérobies. Chez les grandes installations avec des réacteurs, dont le volume dépasse 5000 m<sup>3</sup>, les recettes provenant de la production d'énergie sont équivalentes à la moitié des coûts totaux annuels. Il est donc évident qu'une bonne stratégie visant l'utilisation du gaz conduit à améliorer considérablement la rentabilité de l'installation. Ceci vaut aussi bien pour les nouvelles installations que pour les installations anaérobies existantes.

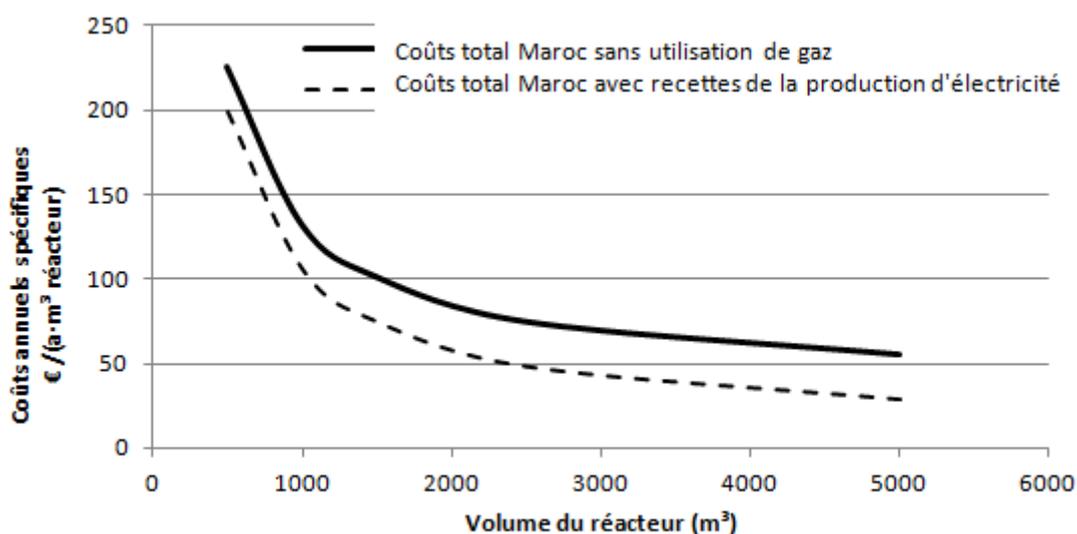


Figure 15 : Coûts annuels totaux des installations UASB sans et avec les recettes de la production d'électricité au Maroc

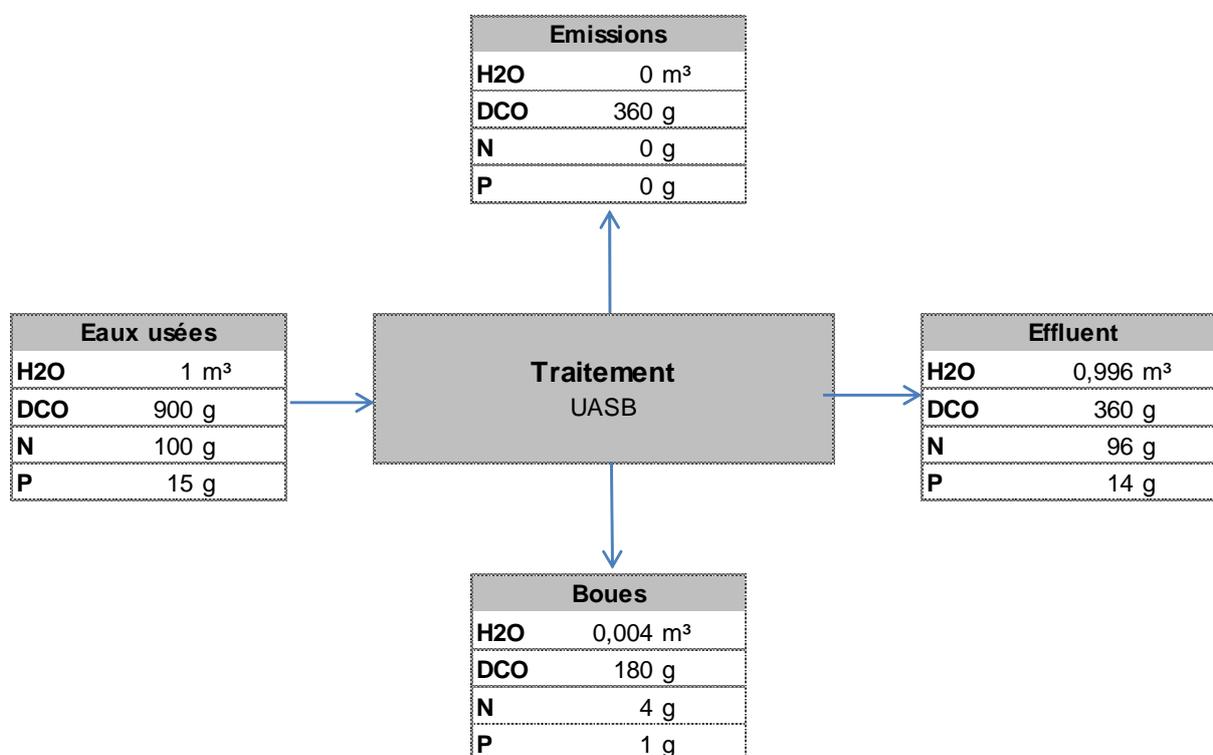
### Paramètres caractéristiques de flux de matériaux, d'énergie et de CO2

La dégradation DCO lors du traitement anaérobie s'élève à 60 à 70%, par conséquent 30 jusqu'à 40 % du DCO sera évacué sous forme de composés organiques dissous avec l'écoulement.

La production de méthane dans la phase gazeuse est 0,2 m<sup>3</sup>/kg de DCO éliminé. Cela correspond à un taux de dégradation de la DCO de 70% à 0,1 kg CH<sub>4</sub>/kg de DCO affluent ou 0,4 kg DCO/kg DCO affluent. En plus, une partie du méthane sous forme dissoute se trouve encore dans l'écoulement.

La production des boues est d'environ 0,3 kg DCO/kg de DCO éliminé ou 0,2 kg DCO/kg DCO affluent lorsque le taux de dégradation est de 70%. Étant donné que l'élimination de substances nutritives n'a pas lieu lors du traitement anaérobie, l'azote et le phosphate seront légèrement extraits des eaux usées grâce à la croissance de la biomasse.

La Figure 16 présente le bilan matériel du traitement anaérobie des eaux usées à l'exemple d'un m<sup>3</sup> d'eau usée et une concentration en DCO de 900 g/m<sup>3</sup>.



**Figure 16 : Bilan matière du traitement anaérobie des eaux usées**

Les besoins énergétiques de l'installation UASB sont d'environ 0,15 kWh/kg de DCO éliminé. La production d'énergie primaire est de 2 kWh/kg de DCO éliminé. La production nette d'électricité s'élève à 0,65 kWh/kg de DCO éliminé lorsque l'efficacité de la production d'électricité est de 40%. Ceci est équivalent à une réduction des émissions lors du traitement anaérobie de 0,455 kg CO<sub>2</sub>/kg de DCO éliminé, lorsqu'on sait que le facteur d'émission de dioxyde de carbone pour l'électricité au Maroc est de 0,7005 kg CO<sub>2</sub>/kWh.

Dans l'exemple appliqué dans le bilan de flux de matière, on a une concentration en DCO de 900 g/m<sup>3</sup> dans l'affluent et un taux de 40% de la DCO transformé en méthane, il s'ensuit une quantité de

méthane de 0,072 m<sup>3</sup> ce qui est équivalent à 0,72 kWh. Lorsque l'efficacité de la production d'électricité est de 40%, la production d'électricité nette s'élève à 0,288 kWh/m<sup>3</sup> d'eau usée.

### Impacts environnementaux

Le traitement anaérobie est une technologie écologique (économie des ressources) puisqu'il a beaucoup moins d'impact sur l'environnement que le traitement aérobie. Ceci se reflète en premier temps dans le bilan énergétique du procédé. Alors que le traitement aérobie requiert un input énergétique net, le traitement anaérobie quand à lui produit de l'énergie. Par conséquent, les émissions de CO<sub>2</sub> engendrées lors de la production de cette quantité d'énergie par des combustibles fossiles se réduisent également.

D'un autre côté, l'évacuation du méthane dissous dans l'écoulement (facteur d'impact climatique 21 par rapport au CO<sub>2</sub>) n'endommage pas seulement ce résultat positif de réduction des émissions des gaz à effet de serre obtenu par l'utilisation de la technologie anaérobie mais laisse aussi apparaître un bilan d'émission très négatif. Puisque la solubilité du méthane dans l'eau est constante pour une température donnée et une certaine pression partielle, le bilan d'émissions s'améliore avec l'augmentation de la concentration DCO dans les eaux usées, car la quantité de méthane évacuée avec l'écoulement diminue en pourcentage. Ainsi, à l'aide de la Figure 17, on remarque que l'équivalent d'émission CO<sub>2</sub> atteint un niveau négatif lorsque la concentration DCO est inférieure à 1100 mg/l. C'est pourquoi il est recommandé en vue de réduire les émissions de gaz à effet de serre de traiter les eaux usées avec une grande concentration de DCO par le biais du procédé anaérobie. Une mesure supplémentaire pour réduire les émissions de méthane consiste en la création d'une dépression. Ainsi, une grande partie du méthane dissous peut être récupérée de l'écoulement.

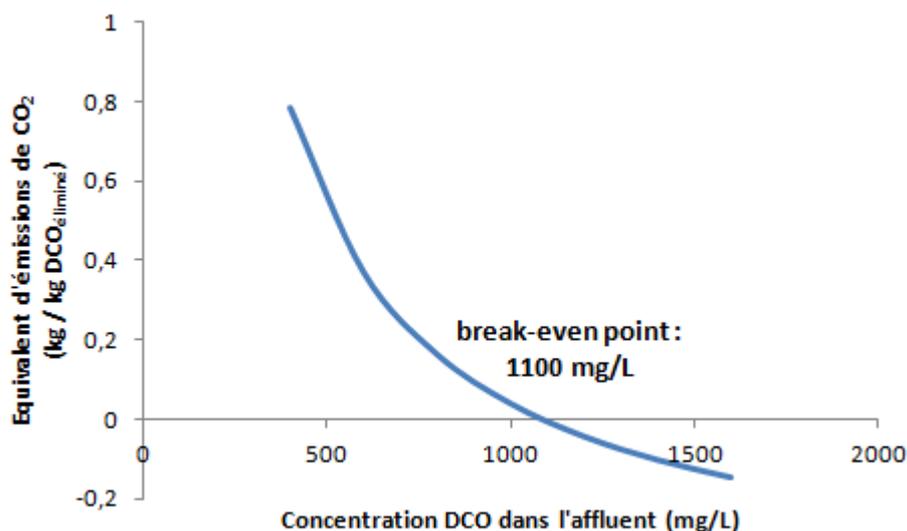


Figure 17 : Equivalent d'émissions de CO<sub>2</sub> par rapport à la concentration de DCO dans l'affluent (T = 20°C et taux d'abattement de DCO = 70%)

Étant donné qu'aucune élimination des nutriments ne se produit lors du traitement anaérobie, la totalité des éléments nutritifs se retrouve dans l'écoulement. Un déversement direct de ces eaux

usées dans les cours d'eau est interdit car cela peut causer l'eutrophisation. De ce fait, il faudrait prévoir un traitement ultérieur aérobie ou une utilisation des eaux usées traitées par le procédé anaérobie dans l'agriculture. Une solution écologique et économique est par exemple l'utilisation de l'écoulement pour l'irrigation des cultures énergétiques. Ainsi, les éléments nutritifs seront utilisés au lieu d'être « éliminés ».

Les répercussions environnementales du traitement anaérobie sont représentées dans le Tableau 10.

**Tableau 10 : Résumé des impacts environnementaux du traitement anaérobie des eaux usées**

Impacts sur les eaux	
Apport en N	100% de l'affluent <sup>1</sup>
Apport en P	100% de l'affluent <sup>1</sup>
Apport en DCO	30-40% de l'affluent <sup>1</sup>
Emissions de gaz à effet de serre	
CO <sub>2</sub>	-0,455 kg / kg DCO <sub>éliminé</sub>
CH <sub>4</sub>	16,5 mg /L (à 20°C) correspondant à 0,495 kg eq-CO <sub>2</sub> / kg DCO <sub>éliminé</sub> (à une concentration de DCO dans l'affluent de 1000 mg/l et un taux d'abattement de 70%)
Consommation des ressources	
Consommation surfacique	0,15 à 0,2 m <sup>2</sup> /hab
Consommation d'énergie	-0,65 kWh <sub>électricité</sub> / kg DCO <sub>éliminé</sub>

<sup>1</sup> Seulement applicable pour un déversement direct dans les eaux sans traitement ou utilisation. Généralement ce n'est pas recommandé.

#### Potentiels de création de valeur ajoutée et d'économie de ressources

Les potentiels concernant la gestion efficace des ressources et la valeur ajoutée au niveau du traitement anaérobie consistent en particulier dans le gain d'énergie grâce à la production et l'utilisation du biogaz. Les eaux usées traitées contiennent encore, et abondamment, des éléments nutritifs et sont par exemple appropriées pour l'irrigation des cultures énergétiques. Ainsi, le potentiel de ressources qui sont l'eau et les éléments nutritifs peut largement être exploité. Dans le cas d'une valorisation pour l'irrigation des aliments il faut éventuellement prévoir une étape de traitement supplémentaire pour la désinfection.

Le Tableau 8 montre un aperçu des potentiels concernant la gestion efficace des ressources et la valeur ajoutée du traitement anaérobie. Les prix des nutriments correspondent aux prix actuels du marché (informations datant de 2013) au Maroc.

**Tableau 11 : Potentiels de création de valeur ajoutée et d'efficacité des ressources du traitement anaérobie**

Economie de ressources	
Energie	0,65 kWh <sub>el</sub> / kg DCO <sub>éliminé</sub>
Nutriments	100% de l'affluent <sup>1</sup>
Eau	100% de l'affluent <sup>1</sup>
Potentiel de création de valeur ajoutée	
Energie:	5,85 €Cent / kg DCO <sub>éliminé</sub>
Nutriments	1,07 € / kg N <sup>1</sup>
	0,34 € / kg P <sup>1</sup>

<sup>1</sup> En cas de l'utilisation de l'écoulement pour l'irrigation.

Par rapport au procédé aérobie, le procédé anaérobie ne sert pas seulement à traiter les eaux usées : Il offre aussi la possibilité de produire de l'énergie et d'utiliser les éléments nutritifs et l'eau résultant du procédé comme input pour d'autres secteurs. Il contribue ainsi dans une certaine mesure à accroître l'économie locale et régionale et à la création d'emplois.

### 3.3.2.2 Filtres plantés

Les procédés semi-naturels de l'épuration biologique des eaux usées sont utilisés de plus en plus dans le monde entier, particulièrement dans les régions rurales, et permettent le traitement des eaux usées d'origine industrielle et ménagère. Mais les stations pour l'assainissement et la réutilisation des eaux usées d'origine ménagère et industrielle emploient également d'avantage des procédés semi-naturels. Par rapport à d'autres procédés techniques, le procédé semi-naturel nécessite moins de technologie et moins d'énergie pour le traitement des eaux usées. Toutefois ces procédés ont besoin d'une superficie qui est au moins dix fois plus grande que celle d'une station technique.

En règle générale, il s'agit de filtres plantés d'hélophytes (p. ex. *Phragmites australis*) avec une couche homogène au fond du bassin comprenant en grande partie du gravier (couche drainante) et du sable, mais aussi un mélange organique-minéral. Parmi les différentes techniques d'épuration, les filtres plantés font partie des procédés biologiques.

Les filtres plantés permettent l'épuration de différents types d'eaux usées, p. ex. des eaux usées ménagères, des eaux résiduaires d'origine industrielle et agricole provenant de la viticulture, des

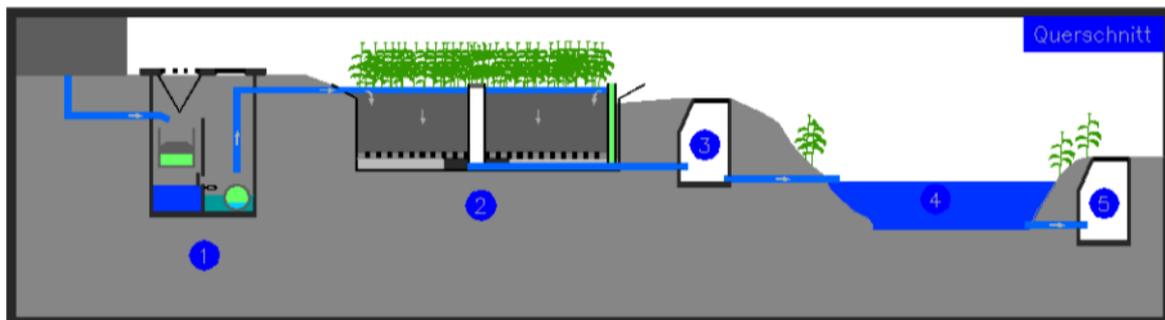
laiteries etc. ainsi que des eaux résiduares spéciales (p.ex. résidus liquides) (BRUCH & BÖTTCHER 2005).

- Traitement des eaux usées : filtre à écoulement horizontal ou vertical
- Traitement des eaux pluviales : filtre de rétention
- Traitement des boues d'épuration : plateaux végétaux de déshydratation

En règle générale, une station d'épuration végétale comprend les étapes suivantes:

- le prétraitement, ayant pour objectif de séparer les composants liquides et la matière solide
- les filtres plantés comme étape d'épuration biologique (Figure 18).

Dépendant de la taille et du niveau d'équipement, il existe d'autres modules de la station comme des bâtiments, des systèmes de télé-conduite et le traitement des boues d'épuration, p.ex. plateaux végétaux de déshydratation, réservoirs d'eaux d'usage pour emmagasiner de l'eau épurée qui peut être utilisée comme eau d'usage ou eau d'irrigation.



1. Procédé de séparation de la matière solide et de la matière liquide et le compostage. (= „Feststofftrenn- und Kompostierverfahren“ (FTK) – dégrillage, déshydratation, compost – humus pour jardin et agriculture)
2. Filtre planté d'écoulement vertical = „Bewachsener Vertikalfilter“ (BVF) (épuration complètement biologique)
3. Puits de contrôle (prises d'échantillons d'eau)
4. Etang semi-naturel (système tampon, évaporation, eau d'extinction, poissons, plantes aquatiques, baignade...)
5. Citerne d'eau d'usage (toilettes, machine à laver, jardin etc., désinfection possible par membrane ou UV)

**Figure 18 : Structure d'une station d'épuration végétale avec prétraitement (areal-FTK), filtre planté d'écoulement vertical (BVF) et réservoir d'eau d'usage**

Habituellement le prétraitement des eaux usées s'effectue par le biais de la fosse de décantation multi-étage (sédimentation) et d'un système de compostage (procédé de séparation de la matière solide et la matière liquide et le compostage) (filtrage). Après le prétraitement, les eaux usées traitées arrivent aux filtres plantés par une chute libre ou une pompe à eau. C'est le lieu du processus de l'épuration biologique. En général, un puits de contrôle s'y rattache pour contrôler les rendements épuratoires. Les eaux épurées se prêtent à l'usage (irrigation, chasses d'eau etc. voir Figure 18) ou elles peuvent être déversées dans des eaux naturelles ou infiltrées dans le sol en grande surface.

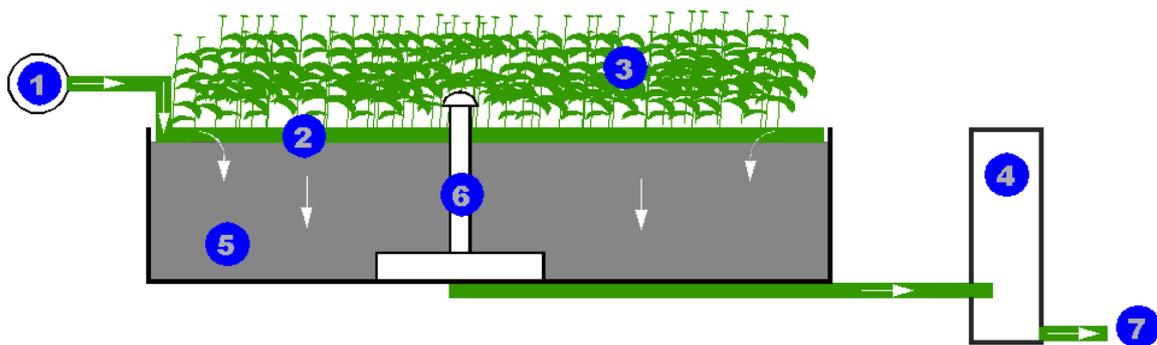
Les filtres plantés sont subdivisés en filtres plantés à écoulement vertical ou horizontal. Ces termes spécifient la direction d'écoulement des eaux usées à travers les filtres plantés. Les filtres à écoulement horizontal nécessitent une plus grande superficie et sont moins efficaces en ce qui concerne le rendement épuratoire. Pour cette raison, l'emploi de ces filtres se limite aux stations de

taille relativement petite. Les stations d'épuration de grande taille et les stations d'épuration d'eaux industrielles disposent en règle générale de filtres à écoulement vertical ou d'une combinaison de filtres à écoulements vertical et horizontal.

Les processus d'épuration se déroulant dans les filtres plantés comprennent:

1. Alimentation après un prétraitement (alimentation mécanique ou avec une pompe)
2. Système d'alimentation
3. Roseau
4. Puits de mesure
5. Substrat filtrant
6. Système de prélèvement
7. Effluent

Les processus (2), (3) et (5) permettant l'épuration reposent essentiellement sur la diffusion et la convection d'oxygène (Figure 19).



**Figure 19 : Filtre planté à écoulement vertical**

Les processus anaérobiques et aérobiques se déroulent simultanément dans les filtres plantés. Les paramètres sommaires DBO<sub>5</sub> et DCO indiquent les composés carbonés que les microbes décomposent dans le sol du filtre (GÖRNER & HÜBNER 2001, S. G121). L'épuration des eaux usées est en grande partie un processus aérobique, c'est-à-dire que les micro-organismes décomposent les composés organiques dans l'effluent à l'aide d'oxygène atmosphérique. Ce processus se déroule principalement dans les couches du sol, les plantes n'en font guère partie.

### Dimensionnement

L'approche internationale de dimensionnement pour des stations d'épuration végétales selon le programme des Nations Unies pour les Etablissements Humains (ONU-HABITAT) (2008) est utilisée pour transférer les principes de dimensionnement aux conditions marocaines (Tableau 12). Afin d'avoir des résultats généralement valables pour tout le pays, trois villes exemplaires dans des zones littorales et à l'intérieur du pays ont été choisies et la température moyenne a été déterminée. La moyenne de température mesurée se situe à 18,2° C.

Le tableau suivant indique les paramètres essentiels à prendre en considération lors d'un dimensionnement des filtres plantés en roseaux.

**Tableau 12 : Dimensionnement des filtres plantés au Maroc en corrélation avec la température et la quantité d'eaux usées selon des principes internationaux de dimensionnement<sup>55</sup>**

Lieu	Fes	Casablanca	Marrakech
Température annuelle médiane °C	18,1	17,4	19,2
Equation $A_h = \frac{Q_d * (\ln C_i - \ln C_e)}{K_{BOD}}$			
$A_h$ = Surface obligatoire du lit par hab. m <sup>2</sup>	1,36	1,34	1,28
$Q_d$ = Débit moyen journalier par habitant m <sup>3</sup> / d	0,1	0,1	0,1
$C_i$ = Concentration de l'influent DBO <sub>5</sub> mg / l	350	350	350
Elimination du prétraitement	20%	30%	20%
$C_i$ = Conc. de l'influent filtres DBO <sub>5</sub> mg / l	280	245	280
$C_e$ = Conc. de l'effluent en DBO <sub>5</sub> mg / l	25	25	25
$K_{BOD}$ = Constante m / d	0,177	0,170	0,189
$K_{BOD} = K_T * d * n$			
$K_T = K_{20} * (1.06)^{(T-20)}$	0,98	0,95	1,05
$K_{20}$ = Constante à 20°C	1,1	1,1	1,1
T = Températ. de fonctionnement du système °C	18,1	17,4	19,2
d = Profondeur de la colonne d'eau m	0,6	0,6	0,6
n = Porosité du substrat moyen %	30%	30%	30%

Dû à une température moyenne annuelle de 18,2 °C au Maroc les micro-organismes vivant dans les filtres plantés sont plus actifs. En se basant sur les objectifs d'épuration s'élevant à 25 mg/BSB<sub>5</sub> par litre, un dimensionnement des filtres à environ 1,5 m<sup>2</sup>/EH serait suffisant (en considérant un réserve d'environ 0,2 m<sup>2</sup>/EH)<sup>56</sup>. Par conséquent, une installation pour 10.000 habitants par exemple exigerait donc une superficie totale des bassins d'environ 1,5 ha.

### Investissements

Pour comparer les frais des différents procédés de purification, il ne suffit pas de comparer le coût d'investissement. Il faut aussi prendre en considération les coûts de réinvestissement et les coûts d'exploitation.

<sup>55</sup> Programme des Nations Unies pour les établissements humains (Onu-HABITAT) (2008)

<sup>56</sup> À présent, des essais ou résultats scientifiques sur les filtres d'écoulement vertical installés au Maroc ou dans d'autres pays du Maghreb font défaut.

Puisque ces coûts surviennent à des moments différents, ils seront donc traités par divers facteurs de mathématiques financières. Cela permet d'obtenir les coûts totaux calculés du projet qui permettent une comparaison des coûts pour une période d'observation de 50 ans.

Les coûts d'investissement comprennent dans les processus naturels:

- L'acquisition de terrains
- Les travaux de terrassement
- Le travail d'étanchéité (web, le cinéma, en partie en béton)
- Le matériel technique comme les pompes (pour la boue ou le chargement du filtre à sol) et la technologie d'aération des bassins
- L'infrastructure sur la station d'épuration
- Une construction avec des raccordements d'électricité et de l'eau

Selon la durée de vie de la station d'épuration l'équipement technique ou les assemblées des constructions doivent être renouvelés après 12,5 ans, 25 ou 37,5 ans. Ce sont les coûts de réinvestissement. Dû au besoin élevé en surface, l'investissement d'un filtre planté dépend considérablement des prix des terrains.

Les coûts d'investissement spécifiques par EH baissent lorsque le volume du filtre augmente.

Le tableau suivant présente le calcul des coûts d'investissement ainsi que la valeur actuelle des coûts du projet pour une période de 50 ans.

**Tableau 13 : Valeur actuelle des coûts du projet pour une station d'épuration végétale adaptée au traitement des eaux usées de 6.000 habitants**

<b>Station d'épuration semi-naturelle 6.000 EH</b>			
	<b>facteur de valeur actuelle</b>	<b>Euro</b>	<b>Euro</b>
<b>Investissement</b>			
Canal DN 200 pour bourgade	1,0	- €	- €
Raccordements aux maisons et tuyaux de refoulement	1,0	- €	- €
Canal à surface libre hors de l'espace de rue	1,0	- €	- €
10 Filtres (de sol) à 900 qm	1,0	625.310 €	625.310 €
Terrassement	1,0	54.480 €	54.480 €
Conduites + puits de visite	1,0	46.800 €	46.800 €
Construction de routes	1,0	62.500 €	62.500 €
Aménagement d'espaces verts, clôture	1,0	18.700 €	18.700 €
Puits de décomposition + puits de pompes avec technique des conduites	1,0	86.944 €	86.944 €
Pompes d'alimentation + technique de commande des mesures et de régulation + pompe puits décentralisé	1,0	32.000 €	32.000 €
Approvisionnement en électricité et en eau potable	1,0	4.400 €	4.400 €
Bâtiment d'exploitation + télétransmissions (TT)	1,0	15.840 €	15.840 €
Honoraires d'ingénieur (10% SESN)	1,0	94.697 €	94.697 €
Frais supplémentaires des mesures (5%)	1,0	47.349 €	47.349 €
<b>Total Investissement (sans achat immobilier)</b>			<b>1.089.020 €</b>
<b>Réinvestissement après 12,5 ans</b>			
Technique de l'équipement		32.000 €	21.792 €
<b>Réinvestissement après 25 ans</b>			
Technique de l'équipement		32.000 €	15.284 €
Renouvellement des constructions de routes		62.500 €	29.851 €
Partiel:approvisionnement en électricité		2.200 €	1.051 €
Certains modules de construction (sol, toit, appareillage électrique, TT etc.)		6.336 €	3.026 €
	<b>0,4776</b>	<b>103.036 €</b>	<b>49.211 €</b>
<b>Réinvestissement après 37,5 ans</b>			
Technique de l'équipement		32.000 €	10.406 €
	<b>0,3252</b>	<b>32.000 €</b>	
<b>Total Réinvestissement</b>			<b>81.409 €</b>
<b>Coûts d'exploitation (augmentant non progressivement)</b>			
Energie, personnel, matières consommables etc. (2013-2062)	25,7298	14.132 €	363.606 €
<b>Valeur actuelle des coûts du projet 50 ans à taux d'intérêt de 3 %</b>			
	<b>net</b>		<b>1.534.035,42 €</b>
	<b>brut</b>		<b>1.825.502,15 €</b>

L'investissement d'une installation pour 6.000 EH avec une surface des filtres de 9.000 m<sup>2</sup> s'élève à 1,1 mio. € ce qui est équivalent à un investissement d'environ 183 €/EH.

Les coûts de fonctionnement se décomposent comme suit :

- Personnel
- Analyse chimique des eaux usées
- Elimination des boues
- Energie
- Coûts d'entretien éventuels (contrats avec des tiers, tels que pour filtre à sol ou la technique d'aération)

Pour des processus naturels, il n'y aura pas besoin des techniques de gaz ou produits chimiques.

Le tableau suivant montre les coûts d'exploitation d'un filtre planté pour 6.000 EH.

**Tableau 14 : Coûts d'exploitation pour une station d'épuration végétale adaptée au traitement des eaux usées de 6.000 habitants**

Description	Unité	Quantité par an	Prix par unité	Total
Inspection journalier de la station d'épuration (30 minutes)	h	183	13,31 €	2.429,08 €
Analyses chimiques (5 paramètres par mois)	pièce	60	15,00 €	900,00 €
Maintenance & soin par entreprise spécialisée	x / an	4	900,00 €	3.600,00 €
Elimination des boues (de la décomposition)	cbm	219	15,00 €	3.285,00 €
Energie, KWh	forfaitaire	29.565	0,11 €	3.252,15 €
Redevance sur les eaux usées	UCP	?		
Dépense administrative pour personnel (evaluation, analyses chimiques etc.)	h	50	13,31 €	665,50 €
<b>Coûts d'exploitation par an (net)</b>				<b>14.132 €</b>
Quantité des eaux usées par an	cbm	219.000		
<b>Coûts d'exploitation par cbm (eaux usées) par an en euro (net)</b>				<b>0,06 €</b>

Les coûts d'exploitation dans l'exemple s'élèvent à 14.000 €/a ce qui est équivalent à 0,06 €/m<sup>3</sup>.

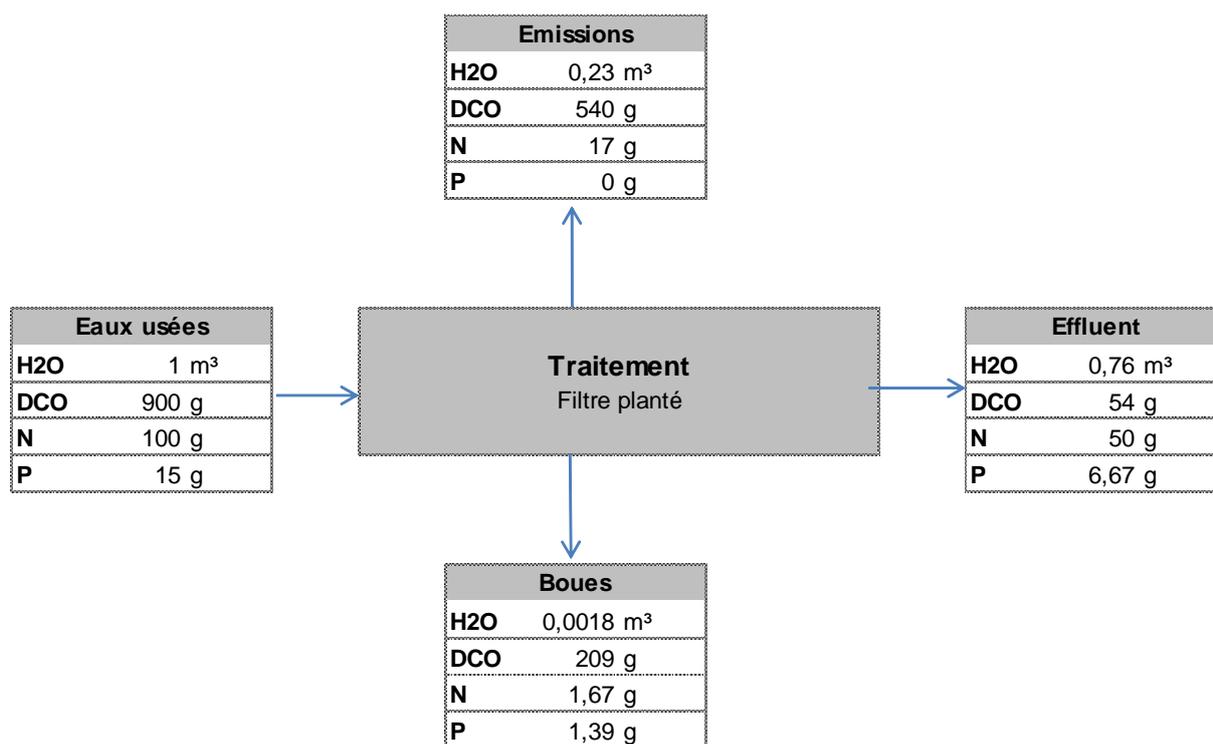
### Bilan de flux de matériaux

Dans les filtres plantés les composés carbonés dans l'eau usée sont transformés en dioxyde de carbone grâce à l'activité microbologique et quittent le filtre planté sous forme de gaz. Le taux d'épuration de la DCO dans les stations d'épuration végétales à filtration verticale est très important, et atteint bien plus que 90 %. En plus, les stations d'épuration végétales à filtration verticale transforment 90 % d'ammonium en nitrate. En raison des conditions aérobies, seulement une petite partie du nitrate est transformée en azote gazeux dans les stations d'épuration végétales à filtration verticale.

Dans les stations d'épuration végétales à filtration horizontale un pourcentage très faible d'ammonium est converti en nitrate. En raison des conditions aérobies, une partie élevée du nitrate est transformée en azote gazeux dans les stations d'épuration végétales à filtration horizontale.

Les phosphates sont fixés au lit du bassin, mais à cause de la capacité réduite des substrats filtrants à les absorber, ce processus a une efficacité limitée. Par contre, l'absorption de cette substance nutritive essentielle continue et est réalisée par les plantes cultivées et la récolte de la biomasse végétale.

La figure suivante montre le bilan de flux de matériaux pour un filtre planté de roseau à filtration verticale.



**Figure 20: Flux de matières station d'épuration végétale verticale<sup>57</sup>**

Le taux de dégradation de la DCO s'élève à 94%, l'azote est réduit de 50% et le phosphore de 56%.

En résumé, on peut constater que les stations d'épuration végétales à filtration verticale disposent d'un rendement épuratoire efficace concernant le carbone et l'ammonium, car l'oxygène y est apporté par convection. Les filtres plantés à écoulement horizontal peuvent toutefois mieux dégrader l'azote dans l'ensemble (dénitrification).

Un autre aspect à prendre en considération est le fait que, surtout pendant l'été, la plantation normale des roseaux engendre l'évaporation d'une quantité importante de l'eau alimentée. Les valeurs moyennes d'évaporation dans les filtres plantés s'élèvent à 15 mm par jour ce qui est équivalent à une perte en eau de 22,5% (en supposant une surface du filtre planté de 1,5 m<sup>2</sup>/EH).

La production de la biomasse sur le filtre planté de roseau s'élève à environ 2-4 kg de MS/m<sup>2</sup>/a.

Aucune des transformations présentées ne fait partie, au sens strict, de la gestion des flux de matières parce que les composants carbonés sont convertis en CO<sub>2</sub> sans profiter de cette transformation, l'azote s'échappe en partie du filtre sous forme de gaz et le phosphore est absorbé par le sol. Les émissions du méthane et du protoxyde d'azote ne jouent qu'un rôle mineur dans des stations d'épuration végétales.

Dû à la faible consommation d'énergie, les émissions de CO<sub>2</sub> pour le filtre à sol horizontal et vertical sont également très faibles. La consommation énergétique d'un filtre planté résultant de l'application des pompes s'élève à environ 0,135 kWh/m<sup>3</sup> d'eau usée (en supposant une charge volumétrique de 10 m<sup>3</sup>/h et une puissance des pompes de 13,5 kW).

<sup>57</sup> Le traitement par filtre planté inclut un traitement mécanique (grille et décantation primaire).

Si on considère la production de la biomasse de 2-4 kg de MS/m<sup>2</sup>/a et une valeur énergétique du roseau de 4 kWh/kg, il s'ensuit une production potentielle d'énergie primaire de 0,5 kWh/m<sup>3</sup> d'eau usée.

La localisation des différents procédés de traitement (décantation et filtre planté), surtout pour les filtres plantés à petite échelle, doit être optimisée pour éviter le plus possible l'utilisation des pompes.

### Impacts environnementaux

Lors de la construction d'une station d'épuration végétale, il y a des travaux considérables de terrassement qui peuvent être évalués approximativement à environ 1 m<sup>3</sup> par m<sup>2</sup> de superficie de plate-bande. Ceci conduit à une consommation correspondante de combustibles fossiles (carburant diesel). La seconde composante quantitativement significative consiste en l'étanchéification (films plastiques p. ex.) et les matériaux en vrac (sables, graviers), dont le transport à la station d'épuration végétale et la pose demandent également des dépenses en énergie.

Ces matériaux devraient provenir des alentours si possibles. En ce qui concerne l'extraction de gravier et de sable, celle-ci représente incontestablement un empiètement sur le paysage. Pourtant, de précieux biotopes secondaires (lacs artificiels/gravrières inondées) se créent souvent à la suite de ces extractions. Lors du service des installations, la consommation de ressources sera compensée en peu de temps car le besoin d'énergie par m<sup>3</sup> d'eaux usées est environ 3 à 5 fois inférieur à celui des stations d'épuration technique. En outre, le potentiel de création de valeur ajoutée est énorme. La consommation de surface pour les stations d'épuration végétales est plus élevée par rapport aux stations d'épuration technique mais elle est très réduite par rapport aux lagunages.<sup>58</sup> En raison de la température moyenne plus élevée au Maroc, la consommation de surface des stations d'épuration végétales est de 50 % inférieure à celle en Europe centrale.

### Effets microclimatiques et régime hydrologique

Pour les stations d'épuration végétales, il s'agit dans la plupart des cas de zones humides construites avec des plantes de marais et aquatiques, ainsi que les surfaces d'eau qui, par leur besoin de superficie, augmentent le rendement en évapotranspiration et contribuent ainsi au refroidissement local et à l'amélioration du climat. Les stations d'épuration végétale peuvent également être considérées comme biotopes humides représentant ainsi un habitat précieux pour de nombreux animaux et plantes. Les eaux usées purifiées peuvent être utilisées pour des mesures d'irrigation dans l'agriculture etc., ce qui permet de réduire globalement la consommation d'eau potable. Dans des conditions contrôlées, le déversement dans les eaux naturelles courantes, stagnantes ou de vaste infiltration est possible, ce qui peut influencer positivement sur le bilan hydrologique d'une région. Dans toutes les méthodes d'utilisation d'eaux usées traitées, il faut veiller strictement à éviter toute nuisance pour l'environnement par les polluants.

---

<sup>58</sup> Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Arbeitsblatt DWA-A 262 2006

En règle générale, si la station d'épuration végétale a été conçue et construite par des experts, la performance de traitement des eaux usées est très bonne. Ainsi, en assurant le bon fonctionnement de la station, on peut exclure les impacts négatifs sur l'environnement. La réduction de carbone, d'azote d'ammonium et l'accumulation de phosphore sont cependant plus élevées dans les stations d'épuration végétale à filtration verticale par rapport aux stations techniques. Au cas où les eaux usées purifiées sont déversées dans des eaux naturelles où infiltrées dans le sol, nous recommandons d'utiliser un dispositif pour la dénitrification. Ce dispositif peut être réalisé avec des matériaux naturels. Nous tenons à souligner qu'une utilisation des eaux purifiées comme eau non potable ou comme irrigation agricole est plus sensée qu'un déversement ou une infiltration pour mieux profiter des substances nutritives accumulées. Lors d'une réutilisation des eaux usées purifiées, il faut respecter les normes hygiéniques. Les stations d'épuration végétales à filtration verticale présentent, là aussi, un meilleur bilan que les stations d'épuration techniques.<sup>59</sup> Dans des cas spécifiques, p. ex. lors d'une utilisation des eaux usées purifiées pour irriguer les légumes, il faut examiner la nécessité d'une étape hygiénique supplémentaire (p. ex. un traitement UV).

Jusqu'à présent on n'a jamais observé une accumulation de polluants dans les filtres d'une station d'épuration végétale, même pas dans les cas d'exploitation à longue durée. Normalement les filtres couverts de végétation se récrément de façon naturelle permettant ainsi une utilisation de longue durée (de 30 ans voir plus). Il faudra donc uniquement remplacer les composants techniques tels que les pompes ou les systèmes de distribution, si nécessaire.

Au cas où on décide d'arrêter le service d'une station d'épuration végétale après plusieurs années d'exploitation on pourrait la laisser en tant que biotope ou on peut la démonter. Lors du démontage il faut veiller au tri et au bon recyclage des matériaux. Une analyse de la concentration de polluants dans les filtres est recommandable<sup>60</sup> afin de pouvoir juger des possibilités de réutilisation.

Pendant le traitement des eaux usées (le processus de dégradation microbiologique) dans les stations d'épuration végétales le carbone est réduit et transformé en CO<sub>2</sub>. Le bilan de CO<sub>2</sub> dans des stations d'épuration végétales peut être malgré tout considéré comme neutre parce que les plantes absorbent énormément de CO<sub>2</sub> à travers la photosynthèse et en même temps la consommation et donc le besoin d'énergies fossiles est très réduit lors de l'exploitation de la station. Les processus de nitrification et de dénitrification créent des composés d'azote en forme de gaz, notamment de l'azote tout court (N<sub>2</sub>) qui est émit dans l'atmosphère. D'autres émissions d'azote gazeux tel que N<sub>2</sub>O ou ammoniac peuvent être exclus lors d'une exploitation régulière de la station d'épuration végétale.

On peut également exclure un développement de méthane en raison de la réduction aérobie de carbone dans les stations d'épuration végétale.

### Production de biomasse

Sous des conditions optimisées, les filtres plantés produisent des quantités importantes de biomasse végétale qui peut être récoltée régulièrement (annuellement). Outre les roseaux communs, un emploi ciblé de certaines plantes énergétiques comme le *Miscanthus sinensis* etc. est également

---

<sup>59</sup> Étude du UBA Dr. Hagendorf 1995

<sup>60</sup> Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Arbeitsblatt DWA-A 262 2006

possible, permettant un rendement en biomasse jusqu'à 50 t/ha sous de bonnes conditions climatiques. L'utilisation du Miscanthus est très diversifiée, sous forme p. ex. de copeaux pour centrales à biomasse, de litière, de matière première pour panneaux de fibres, emballages etc.

Comme mentionnée plus haut, si on considère une production de la biomasse de 2-4 kg de MS/m<sup>2</sup>/a et une valeur énergétique du roseau de 4 kWh/kg, il s'ensuit une production potentielle d'énergie primaire de 0,5 kWh/m<sup>3</sup> d'eau usée.

### Potentiels de création de la valeur ajoutée et d'économie de ressources

Les paragraphes précédents portaient sur les stations d'épuration végétales. En comparaison avec les stations d'épurations classiques, certaines possibilités de création de richesse et d'économie des ressources ont été démontrées, surtout en ce qui concerne les zones rurales.

Les matières solides dans l'eau usée peuvent être recyclées et utilisées à l'aide du compostage ou du séchage des boues d'épuration et le substrat qui en résulte peut ainsi être employé dans l'agriculture pour améliorer ou fertiliser le sol. Cela permet la mise en place d'un cycle fermé en réduisant significativement l'emploi d'engrais inorganiques dans le domaine agricole.

Par ailleurs, les stations d'épuration végétales ont un très bon rendement épuratoire concernant la dégradation du carbone, les nutriments et même les paramètres hygiéniques et facilitent la réutilisation des effluents comme eau d'usage ou comme eau d'irrigation. Cette méthode fait économiser de l'eau potable et de l'eau souterraine de façon considérable.

Une autre possibilité de création de richesse représente la production de biomasse pouvant être réalisée pour les filtres plantés dans des conditions optimisées. Outre le roseau commun, « l'herbe à éléphant » (miscanthus), d'autres plantes productives destinées à la biomasse peuvent y être cultivées pour l'utilisation matérielle et énergétique.

Une façon nouvelle et prometteuse du recyclage matériel des solides des eaux usées y compris des nutriments des plantes contenus est représentée par la technologie Palaterra®. À cette occasion les matières mentionnées peuvent être utilisées ensemble avec d'autres déchets biogènes venant des zones rurales ou urbaines comme matière première pour la production de substrat d'humus de haute qualité et riche en éléments nutritifs. Les produits Palaterra® servent exclusivement comme améliorants du sol et d'engrais organique dans l'agriculture. La biomasse tiré des filtres de sol par exemple Miscanthus a de multiples usages, sous forme sèche par exemple, elle peut servir de base de plateaux ou similaire ou bien comme combustible pour des centrales biomasse, et sous forme fraîche de matériel d'entrée pour les installations de biogaz pour l'extraction de chaleur et d'électricité. Cela fait une contribution active à la protection du climat, car le dioxyde de carbone, libéré par la combustion, était auparavant retiré par les plantes de l'atmosphère et de même pour leur croissance.

La réalisation généralisée des stations d'épuration de plantes pour le traitement des eaux usées municipales, en particulier dans les régions rurales du Maroc, pourrait se développer dans un marché futur prospère pour des entreprises régionales, dans lequel de nombreux nouveaux emplois peuvent être créés. Au-delà, les citoyens et les associations communautaires dans les régions peuvent profiter

fortement du potentiel de la valeur ajoutée, lequel résulte des entreprises, des installations industrielles et de la commercialisation des produits dans les régions. Les faibles coûts énergétiques ainsi que la faible utilisation de la technique, lesquels distinguent ces systèmes naturels, mènent à des réductions de coûts substantielles durant le fonctionnement continu par rapport aux usines de traitement essentiellement technique, lesquels à leur tour soulagent les citoyens et les associations communautaires de façon significative. En définitive et par les réductions des coûts mentionnés ci-dessus les citoyens peuvent prétendre à un meilleur niveau de vie et de confort

Dans l'ensemble, dans les régions plutôt rurales, des technologies simples, robustes et d'une maintenance extensive comme par exemple les stations d'épuration végétales sont recommandées pour le traitement des eaux usées.

### 3.3.2.3 Lit bactérien

Le lit bactérien est un procédé de traitement à biomasse fixée, l'effluent prétraité est uniformément réparti par un dispositif d'arrosage sur un bassin généralement circulaire rempli de pierres concassées, pouzzolane, mâchefers ou de garnitures plastiques. Pendant son ruissellement, la matière organique est oxydée par les bactéries hétérotrophes du bio-film qui se développe à la surface des matériaux. Pour assurer l'apport en oxygène, l'alimentation en eau usée du bassin est séquentiellement interrompue. L'oxygénation des dispositifs à écoulement vertical est également assurée par les cheminées d'aération des drains inférieurs.

La technique des lits bactériens consiste à faire ruisseler les eaux usées prétraitées uniformément dans un bassin généralement circulaire rempli d'un support solide où se développe une culture de micro-organismes épurateurs, le "film biologique" ou "bio-film". Les eaux usées traversent le réacteur et, au contact du film biologique, les matières organiques se dégradent. Un clarificateur doit être placé en aval du lit bactérien pour éliminer les boues résultant des matières organiques dégradées. Un décanteur est normalement placé en amont du lit pour éviter les colmatages.

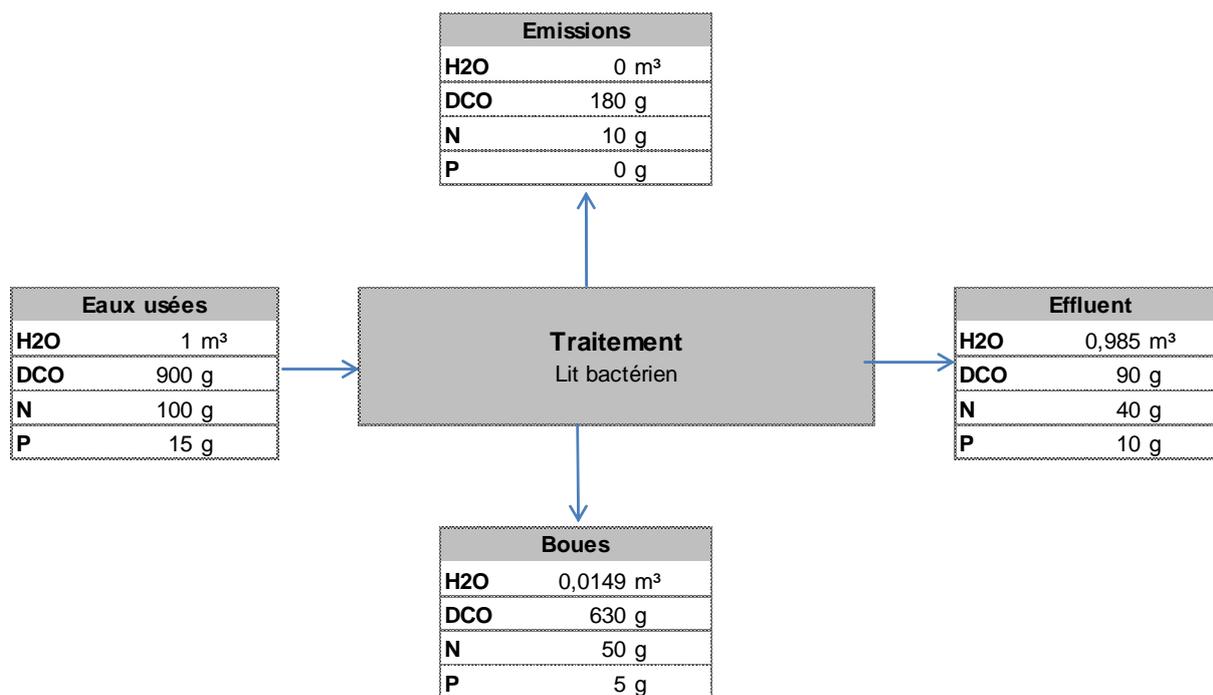
Le rendement maximum de cette technique est de 80 % d'élimination de la DBO. Un tel procédé permet, après décantation secondaire, d'obtenir des eaux épurées contenant 30 mg/l de MES, 90 mg/l de DCO et 30-40 mg/l de DBO<sub>5</sub>.

Les taux de dégradation dans un lit bactérien s'élève ainsi à 70-90% pour la DCO. L'élimination de l'azote s'élève à < 60% pour l'azote et à < 35% pour le phosphore (seulement en appliquant les matières pour une précipitation).<sup>61</sup>

La figure suivante montre le bilan de flux de matières dans un lit bactérien.

---

<sup>61</sup> DWA: Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung, 2008



**Figure 21 : Bilan de flux de matières d'un lit bactérien avec prétraitement**

Les lits bactériens achèvent des bonnes performances en terme de réduction de la DBO, de la DCO et des MES avec une emprise au sol relativement faible. Par contre, ce type de traitement dispose d'une consommation élevée en énergie et nécessite un prétraitement et un entretien fréquent pour éviter les colmatages.

Les lits bactériens arrêtent difficilement les virus et les bactéries. La littérature rapporte des abattements de l'ordre de 30 à 40 % pour les virus et de l'ordre de 50 à 95 % pour les bactéries. Ces valeurs peuvent être améliorées par la décantation secondaire.

L'élimination des kystes de protozoaires et des œufs d'helminthes n'est pas plus efficace. Des valeurs de 83% à 99% et de 20% à 90 % sont citées pour l'élimination, respectivement, de l'*Entamoeba histolytica* et des œufs d'helminthes.

### 3.3.2.4 Lagunage

Le lagunage est une des méthodes les plus anciennes pour le traitement des eaux usées. Cette technique a été développée sur la base des processus de l'autoépuration des lacs et des rivières en utilisant des étangs /lagunes en série.

Il s'agit d'une technique simple et rustique pour le traitement des eaux usées. Du fait de sa grande rétention hydraulique par rapport aux autres techniques, le lagunage se caractérise par un grand pouvoir tampon face aux variations de charges organiques ou hydrauliques

Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche supérieure de l'eau des bassins est exposée à la lumière. Ceci permet le développement d'algues qui

produisent l'oxygène nécessaire à la survie et au maintien des bactéries aérobiques. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique.

Le gaz carbonique formé par ces bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier. Il y a ainsi prolifération de deux populations interdépendantes: les bactéries et les algues planctoniques, également dénommées "microphytes". Ce cycle s'auto-entretient tant que le système reçoit de l'énergie solaire et de la matière organique.

Au fond du bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobiques qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Un dégagement du gaz carbonique et du méthane se produit à ce niveau.

L'élimination des composés azotés et phosphorés n'est possible que dans certaines conditions. Pour cette raison, ce traitement s'applique seulement de manière limitée dans les climats tempérés (GÖRNER & HÜBNER 2001, p. G 117), mais elle représente une technique efficace dans les zones à climat subtropical et méditerranéen comme le Maroc.

Le *Lagunage naturel* est un procédé extensif à culture libre. Il est constitué d'une série de bassins artificiels, ou étangs imperméables, dans lesquels les eaux usées passent successivement et naturellement par gravitation pendant une longue durée de séjour. La filière lagunage peut consister en différents assemblages de ces bassins et différents temps de séjour en fonction de divers paramètres, tels que les conditions locales, les exigences sur la qualité de l'effluent final et le débit à traiter. La composition de la filière détermine le type de lagunage.

Au Maroc, on distingue différents types de lagunages :

- *Lagunage naturel A, Lagunage anaérobique, Lagunage primaire* : Le lagunage A constitue la première composante de la filière lagunage. Il s'agit d'un bassin profond (bassin anaérobique) où se déroule une décantation des MES et une digestion anaérobique des matières décantées. C'est un bassin qui fonctionne sous des taux de charge organique élevés pour maintenir l'état d'anaérobiose (charge surfacique CS > 1000 kg/ha/j).
- *Lagunage naturel A+F, Lagunage secondaire* : Le lagunage secondaire comporte les deux premières composantes de la filière lagunage. Il est constitué d'un bassin profond anaérobique (décantation des MES, digestion anaérobique des matières décantées) suivi d'un bassin facultatif (moins profond) où se déroulent l'oxydation des matières organiques biodégradables par une association des algues et des bactéries hétérotrophes et une digestion anaérobique au fond du bassin.
- *Lagunage naturel A+F+M, Lagunage tertiaire* : Le lagunage tertiaire comporte toutes les composantes de la filière lagunage. Il est constitué d'un bassin profond anaérobique (décantation des MES, digestion anaérobique des matières décantées), d'un bassin facultatif, moins profond (oxydation des matières organiques biodégradables par une association des algues et des bactéries hétérotrophes et une digestion anaérobique au fond du bassin) et d'un ou de deux bassins de maturation dont le rôle est l'abattement des nutriments (azote et phosphore) et des pathogènes grâce à sa faible profondeur, au rayonnement solaire et à l'activité des algues .
- *Lagunage aéré* : C'est un lagunage avec une aération artificielle au niveau de la lagune secondaire (plus profonde que celle du lagunage non aéré) afin de stimuler l'activité

bactérienne et gagner ainsi sur la superficie requise. Cette aération s'effectue à l'aide d'un aérateur mécanique de surface (turbine) ou placé en profondeur (diffusion de bulles fines)

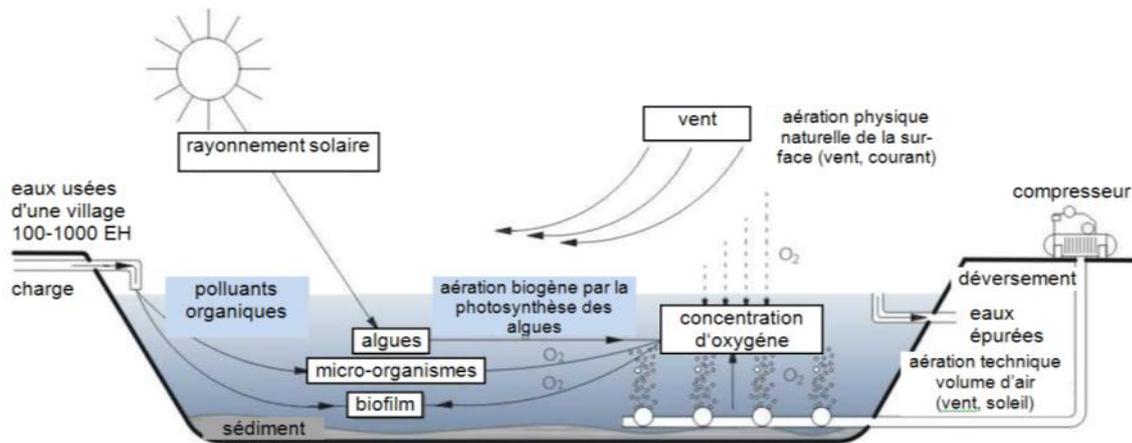


Figure 22 : Fonctionnement d'un étang aéré et non-aéré<sup>6263</sup>



Figure 23 : Lagunage aéré<sup>64</sup>

Bien que le PNA doive rester ouvert sur toutes les techniques d'épuration susceptibles d'être compétitivement transposables aux conditions du Maroc, l'épuration par lagunage s'envisage au Maroc comme une solution de base dans les centres de moins de 100.000 habitants. Le lagunage est le système d'épuration des eaux usées le plus utilisé au Maroc. Il représente actuellement plus de 82% des stations d'épuration réalisées selon le nombre des STEPs réalisés et 56% selon le volume traité des eaux usées (Figure 22 et Figure 23).

Cette tendance vers le lagunage peut être expliquée par plusieurs raisons :

- Le lagunage naturel est une recommandation du SDNAL (Schéma Directeur National d'Assainissement Liquide). En effet, Le SDNAL recommande que pour la mise en œuvre des systèmes d'épuration les études devraient être orientées en priorité vers les techniques extensives et plus particulièrement vers le lagunage naturel.
- Les stations de type intensif installées sont peu ou non fonctionnelles

<sup>62</sup> [http://www.ecobine.de/data/imagesprint/03-5-2-0\\_014\\_abwasserteich.jpg](http://www.ecobine.de/data/imagesprint/03-5-2-0_014_abwasserteich.jpg), le 17 juin 2011

<sup>63</sup> [http://www.ecobine.de/data/imagesprint/03-5-2-0\\_014\\_abwasserteich.jpg](http://www.ecobine.de/data/imagesprint/03-5-2-0_014_abwasserteich.jpg), le 17 juin 2011

<sup>64</sup> Source: Fuchs Wassertechnik

- Les normes marocaines sont alignées sur le lagunage
- l'utilisation médiocre de l'énergie électrique
- Il s'agit d'un système qui s'adapte mieux au contexte marocain (climat favorable, la disponibilité des terrains pour les petites et moyennes villes, le prix de revient dynamique compatible avec les tarifs appliqués)
- Le lagunage se justifie par ses avantages économiques.

Pour les petits et les moyens centres d'habitation, l'expérience au Maroc montre cependant que la performance des lagunages chute souvent au bout de quelques années, en raison de l'accumulation de boues dans les bassins. Cette dernière se traduit par une perte de capacité épuratoire et des risques accrus de dégagement d'odeurs.<sup>65</sup>

### Dimensionnement

Pour les stations de lagunage, il existe certaines directives internationales et nationales à propos des dimensionnements.

Un fonctionnement similaire s'applique aux étangs aérés. Toutefois, grâce à l'aération artificielle, ils sont d'une profondeur nettement plus importante (jusqu'à 3,5 m) tout en exigeant une surface plus réduite que les étangs non-aérés (voir chapitre Impacts environnementaux).

Au Maroc, les concentrations des afflux et la température sont pris en considération pour les calculs de dimensionnement des lagunages (Tableau 15).

**Tableau 15: Approche de dimensionnement marocaine pour des lagunages naturels**

		Maroc	
Bassin anaerobique	Volume	$V(a) = X_e(a) * Q(a) / C_v$	
	Profondeur	3 - 4m	
Bassin facultative	Surface	$S(f) = 10 * X_s * Q(f) / C_s(f)$	
	Profondeur	1 - 2m	
Bassin maturation*	temps de sejour	? 5 jour	
	Profondeur	1 - 1.5m	
Sources:		Najib & Rabet 2010	
V = Volume	X = DBO (mg/l)	Q = Debit (m <sup>3</sup> /j)	EH = equivalent habitant
S = Surface	e = entrée du b.	s = sortie du bassin	
a = bassin anaerobique	f = b. facultative	*ici: pour irrigation	
	Cv = Charge voluminique; avec:	T < 10° = 100	
		10° < T < 20° = 20 * T - 100	
		T > 20° = 300	
	Xs(A) = Xe(A) * (1-Ta(A)/100); Ta =	T < 10° = 40	
		10° < T < 20° = 2 * T + 20	
		T > 20° = 60	
	Cs = Charge surfacique; avec:	$Cs(f) = 350 * (1.107 - 0.002T)^{(T-25)}$	

<sup>65</sup> Banque Mondiale/KfW: Révue stratégique du PNA

**Tableau 16 : Approche de dimensionnement pour un lagunage naturel de 6.000 EH**

		<b>Maroc</b>
Bassin anaerobique	Volume (m <sup>3</sup> )	1.167
	Profondeur (m)	3,5
	= Surface (m <sup>2</sup> )	333
Bassin facultative	Surface (m <sup>2</sup> )	12.345
	Profondeur (m)	1,25
	= Volume (m <sup>3</sup> )	15.431
Bassin maturation*	Volume (m <sup>3</sup> )	2.880
	Profondeur (m)	1,25
	= Surface (m <sup>2</sup> )	2.304
Parameteres pour le dimensionnement:		
Equivalent habitent (EH):	<b>6.000</b>	
Debit (m <sup>3</sup> / EH * jour):	<b>0,10</b>	
DBO (mg/l = g/m <sup>3</sup> )	<b>350</b>	
Temperature (°C)	<b>14</b>	
*ici: pour irrigation en Maroc --> temps de séjour = 5 jour		
Surface total:		18.069

Pour un dimensionnement de 6.000 habitants, un débit de 100 litres par habitant et par jour et une teneur en DBO<sub>5</sub> de 350 mg/l, la surface totale du lagunage naturel s'élève à environ 18.000 m<sup>2</sup>, ce qui est équivalent à environ 3 m<sup>2</sup> par équivalent-habitant.

Un étang aéré peut être construit plus profondément dans le sol en raison de l'aération artificielle. Il procure un rendement d'épuration supérieur par rapport à l'étang non-aéré et peut, en conséquence, être dimensionné plus petit. La surface moyenne d'un lagunage aéré s'élève à environ 1 m<sup>2</sup>/EH.

#### Coûts d'investissements, de réinvestissements et d'exploitation

Les coûts d'investissement des lagunages varient selon la taille de la station et surtout selon le coût d'acquisition du terrain. Dans le tableau suivant sont présentés les coûts d'investissement et les coûts de fonctionnement pour différentes station d'épuration de type lagunage (aéré et non-aéré) au Maroc.

**Tableau 17 : Investissement et coûts d'exploitation de certains lagunages au Maroc<sup>66</sup>**

Lieu de la STEP	Débit STEP	Nombre EH	Procédé de traitement	Investissement	Investissement par EH	Coûts exploitation	Coûts d'exploitation
	m <sup>3</sup> /j			€	€/EH	€/a	€/m <sup>3</sup>
Biougra	1.600	24.615	Lagunage naturel	1.312.500	53		
Tiznit	4.900	75.385	Lagunage naturel	3.660.714	49		
Ouarzazate	430	6.615	Lagunage naturel	446.429	67	9.688	0,06
Oued Zem	7.000	107.692	Lagunage naturel	4.464.286	41		
Bejaad	3.000	46.154	Lagunage naturel	4.017.857	87		
Skhirat	6.000	63.500	Lagunage naturel avec digestion anaérobie des boues	3.125.000	49	83.036	0,04
Meknes	96.000	1.476.923	Lagunage anaérobie avec boues activées à moyenne charge	47.321.429	32		
<b>Moyenne Lagunage non-aéré</b>					<b>54</b>		
Ben Slimane	5.600	86.154	Lagunage aéré	8.610.714	100	83.482	0,04
Oujda	40.000	530.000	Lagunage aéré	22.767.857	43		
Oualidia	2.500	13.000	lagunage aéré	3.410.714	262		
<b>Moyenne Lagunage aéré</b>					<b>135</b>		

L'investissement des lagunages naturels varie entre 32 et 67 €/EH, les coûts d'exploitation indiqués pour deux stations d'épuration s'élèvent à 0,04 et 0,06 €/m<sup>3</sup>.

L'investissement des lagunages aérés est plus élevé et varie entre 43 et 262 €/EH. Les coûts d'exploitation d'une seule STEPs sont connu, ils s'élèvent à 0,04 €/m<sup>3</sup>.

En général, les coûts d'exploitation des lagunages aérés sont supérieurs aux coûts d'exploitation d'un lagunage naturel dû à la consommation énergétique pour le traitement aérobie dans les lagunages aérés. Une étude allemande indique que les coûts d'exploitation pour les lagunages naturels sont de < 0,06 €/m<sup>3</sup> et pour les lagunages aérés entre 0,06 et 0,4 €/m<sup>3</sup>.<sup>67</sup>

#### Paramètres caractéristiques des flux de matières, d'énergie et de dioxyde de carbone

En général, les étangs non-aérés sont à la hauteur des besoins en réduction de carbone, mais ils ne peuvent pas garantir une épuration plus profonde de l'eau usée (élimination de l'azote et du phosphore). Ce problème pourrait cependant présenter un avantage pour la gestion des flux de matières en cas de réutilisation de l'eau épurée (par ex. la réutilisation de l'ammonium NH<sub>4</sub> et du phosphore à des fins d'irrigation).

La figure suivante représente le bilan des flux de matières pour un lagunage aéré :

<sup>66</sup> Les investissements et coûts d'exploitation des STEPs présentés ont été communiqués par les experts marocains ou bien prises des communiqués de presse de l'ONEP. Pour certaines STEPs le nombre d'équivalent-habitant a été calculé sur la base du débit journalière de traitement.

<sup>67</sup> DWA: Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung, 2008

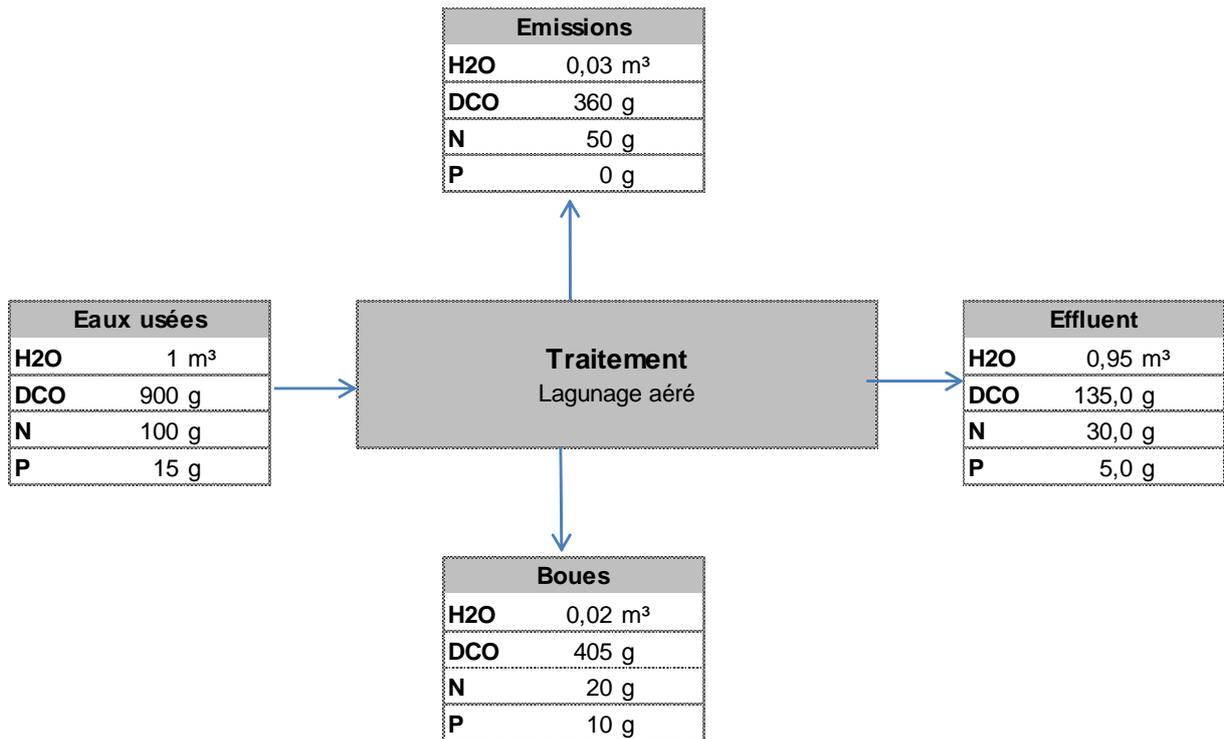


Figure 24 : Bilan de flux de matériaux d'un lagunage aéré

Les taux de dégradation de la DCO, de N et P s'élèvent à 85%, 70% et 67% dans un lagunage aéré.

Le rendement épuratoire dans un lagunage naturel est sensiblement inférieur. il atteint des taux de dégradation de 75% pour la DCO, 50% pour l'azote et 35% pour le phosphore.

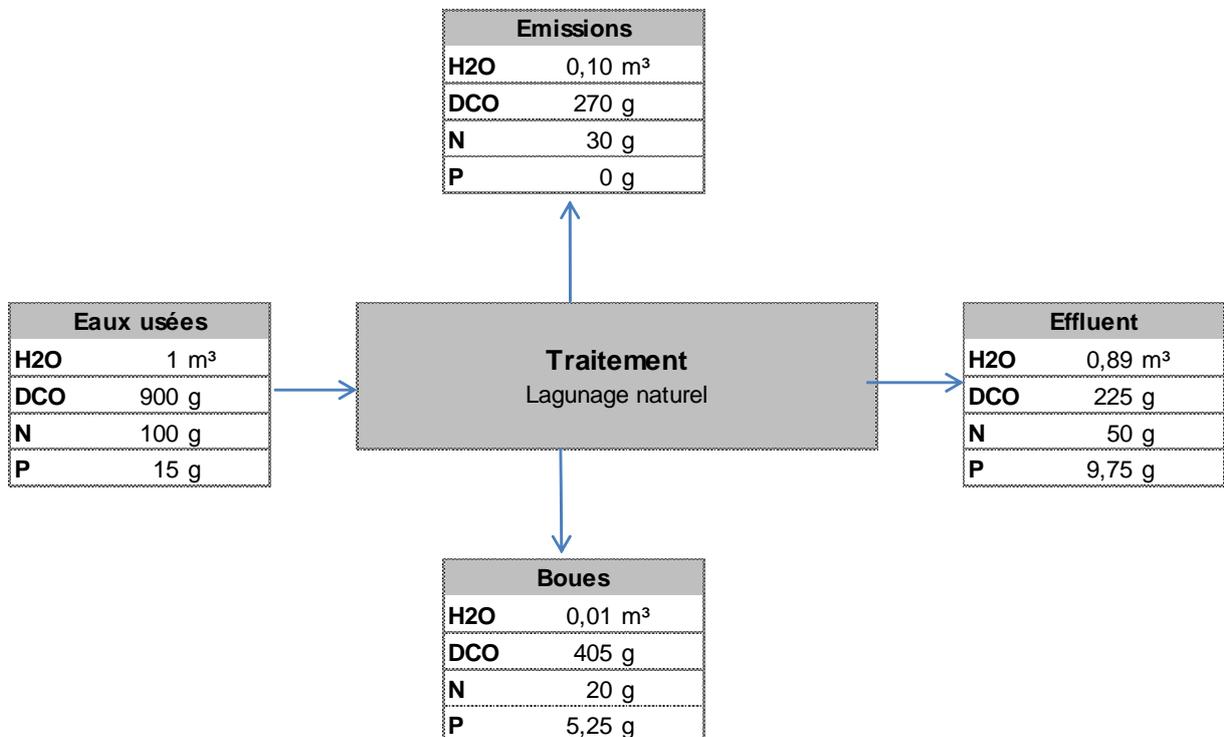


Figure 25 : Bilan de flux de matières d'un lagunage naturel

En ce qui concerne la consommation énergétique, on distingue les étangs d'épuration non aérés et aérés. Ces derniers ont besoin de plus d'énergie que les premiers à cause de l'aération technique.

La consommation énergétique des lagunages aérés s'élève à environ 0,34 kWh/m<sup>3</sup><sup>68</sup> pendant que les lagunages naturels consomment environ 0,03 kWh/m<sup>3</sup>. La consommation énergétique a été déterminée à l'exemple d'un lagunage AFM pour 6.000 EH et intègre la consommation énergétique des aérateurs, si appliqué, et des pompes pour le transport des boues.

### Impacts environnementaux

La surface nécessaire est généralement égale ou légèrement supérieure à celle pour des installations d'épuration végétales, elle est plus élevée par rapport à d'autres stations d'épuration. Un étang aéré peut être construit plus profondément dans le sol en raison de l'aération artificielle. Il procure un rendement d'épuration supérieur par rapport à l'étang non-aéré et peut, en conséquence, être dimensionné plus petit.

En l'occurrence, il s'agit d'un système facile à réaliser et à suivre, peu onéreux, comportant des exigences insignifiantes pour le personnel d'exploitation et en maintenance. Ce type d'installation peut entraîner un risque de nuisances olfactives, surtout en cas de vidange manquante des boues.

Les étangs d'épuration s'intègrent facilement dans le paysage et offrent en même temps un habitat pour de nombreux animaux. Les étangs d'épuration sont assez grands pour pouvoir gérer différents volumes d'eaux usées et ils servent également à réguler les variations des précipitations. Les grandes surfaces d'eau provoquent l'évaporation qui est bénéfique au microclimat. Pendant la phase d'épuration (processus de dégradation microbologique), une partie du carbone est transformée en CO<sub>2</sub> mais l'installation au total peut être considérée comme étant neutre en CO<sub>2</sub> parce que la photosynthèse des plantes utilisées pour l'épuration et la faible consommation énergétique ont des effets positifs sur le climat.

Les lagunages non aérés sont souvent liés à des émissions olfactives. Les eaux usées restent longtemps dans le bassin de prétraitement, l'oxygène s'y consomme donc assez vite ce qui provoque des processus anaérobiques et de putréfaction. En général les installations ont une bonne performance pour la dégradation mais le rythme de dégradation est pour certaines substances très lent, ce qui cause des concentrations assez élevées en azote et en phosphore dans l'écoulement. Cela peut parfois causer la formation d'algues.

Les lagunages aérés eux aussi provoquent des émissions olfactives à cause des eaux usées restant longtemps dans le bassin de traitement primaire. Les lagunages aérés ont une meilleure performance de dégradation que les lagunages non aérés. La dégradation de l'azote total se fait plus rapidement grâce à la nitrification liée à l'aération. Au cas où il y a un troisième étang non aéré, on peut même présumer une élimination supplémentaire de l'azote grâce à une dénitrification dans le milieu anaérobie. Une élimination significative de phosphore n'a cependant pas lieu.

---

<sup>68</sup> FUCHS GmbH (2012): Message écrite concernant le dimensionnement d'un lagunage aéré pour 6.000 EH au Maroc, y inclus le dimensionnement des quatre aérateurs.

La vase des eaux usées est un problème lié aux deux types d'installation qui s'accumule surtout dans le premier bassin de traitement préliminaire. La vase restant assez longtemps dans ce bassin sous conditions anaérobiques se dégrade en partie biologiquement (putréfaction → émissions élevées de CH<sub>4</sub> par rapport à d'autres types de stations d'épuration). Une autre partie de la vase reste dans le bassin causant peu à peu une accumulation de vase dans le bassin. Il faut régulièrement - en fonction du volume du bassin et de la durée du service- enlever la vase sédimentée. Autrement l'abattement de la matière organique sera contrarié et des sédiments pourraient s'accumuler dans les autres bassins d'épuration.

Des effets négatifs influençant les deux types d'installation peuvent être causés par des phénomènes météorologiques tels que la température et les précipitations.<sup>69</sup>

### 3.3.2.5 Boues Activées

Le système à boues activées est un procédé intensif à culture libre. C'est un traitement biologique aérobie qui consiste à mettre en contact l'eau usée prétraitée avec une biomasse active par brassage pour dégrader la matière organique dans un réacteur où une aération artificielle importante est assurée. La biomasse est séparée de l'eau traitée au niveau d'un clarificateur où une importante quantité de cette biomasse est recyclée vers le réacteur aéré.

Le traitement par boues activées constitue à proprement dire l'étape de traitement secondaire dans les stations d'épuration des eaux usées. Cette étape vise l'élimination de la charge carbonée. Certaines variantes de ce procédé sont conçues pour permettre, en plus, un enlèvement biologique des nutriments soit par nitrification-dénitrification ou par enlèvement biologique du phosphore.

Le procédé «boues activées» est constitué d'un réacteur biologique ou réacteur d'oxydation ou bassin d'aération suivi d'un décanteur secondaire ou clarificateur :

- Dans le bassin d'oxydation où la fourniture d'oxygène est assurée mécaniquement, les eaux usées sont mélangées avec une biomasse aérée. Le mélange formé appelé « liqueur mixte » est maintenu en suspension par brassage. Le substrat contenu dans les eaux usées sert de nourriture pour la multiplication et le développement des micro-organismes contenus dans la biomasse.
- Dans le clarificateur, la biomasse est séparée par décantation et une partie de cette biomasse est recyclée dans le réacteur pour maintenir une biomasse appropriée pour le traitement. La biomasse excédentaire est extraite du système et constitue les boues secondaires.

La filière de boues activées peut comporter d'autres types de bassins placés avant le réacteur d'oxydation pour des objectifs spécifiques, il s'agit :

- d'un décanteur primaire pour l'élimination d'une fraction importante des MES ce qui permet de réduire la taille du bassin d'aération

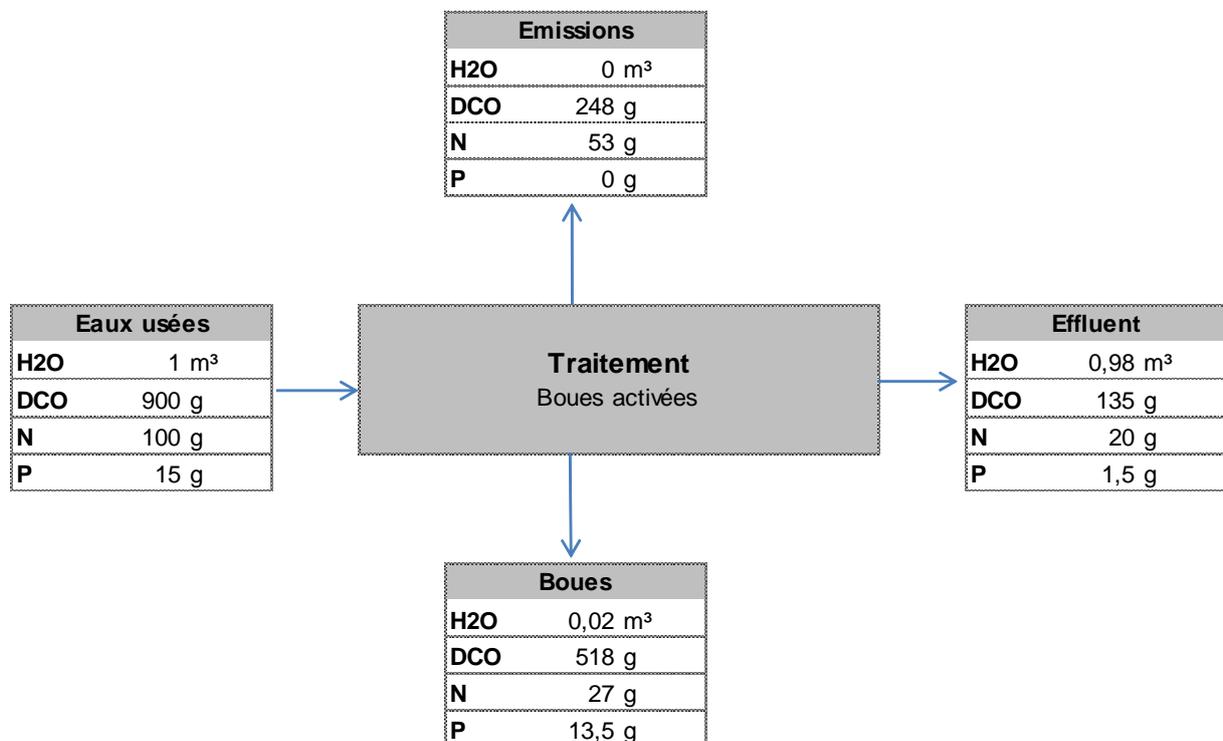
---

<sup>69</sup> C.-à-d. la "Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V." (La société allemande pour la gestion des eaux, des effluents et des déchets), document de travail DWA-A 201 2005

- d'un bassin d'anaérobie pour l'élimination des phosphates : Le passage régulier des bactéries par un ouvrage où sont absents l'oxygène et les nitrates, initie un processus de stockage interne particulier de phosphore permettant la dé-phosphatation biologique.
- d'un bassin d'anoxie pour l'élimination des nitrates: Le retour des nitrates formés en aération dans un bassin dépourvu d'oxygène (en anoxie) permet aux bactéries d'utiliser l'oxygène des nitrates comme source d'énergie; elles procèdent ainsi à la dénitrification qui résulte en azote gazeux retournant à l'atmosphère.

L'épuration par boues activées n'élimine pas la pollution bactériologique ce qui nécessite le passage par un traitement tertiaire pour la désinfection (chloration, ultraviolet, bassin de maturation). Il est à souligner que dans le cas de la désinfection par chloration ou UV, l'effluent du traitement secondaire doit subir une filtration tertiaire pour plus d'efficacité.

Le traitement des eaux usées par boues activées dispose de performances importantes d'élimination des nutriments et de la matière organique. Le taux de dégradation de la DCO s'élève à 85%, les contenus en azote et en phosphore sont réduits par 80% et 90%.



**Figure 26 : Bilan de flux de matériaux pour le traitement par boues activées**

Cependant il faut souligner que l'élimination des nutriments et de la matière organique résulte dans une consommation élevée en énergie. La consommation énergétique pour la dégradation de la matière organique par les procédés aérobies s'élève à environ 0,35 kWh/kg DCO éliminé<sup>70</sup> et entraîne ainsi des coûts d'exploitation élevés. En plus, les stations d'épuration par boues activées entraînent des coûts d'investissement élevés ainsi que la nécessité d'un entretien fréquent et complexe des ouvrages (main d'œuvre qualifiée).

<sup>70</sup> Dockhorn, T: Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft, 2007

Un autre problème majeur lié à ce type d'installation réside dans la quantité importante de boues générée qu'il faut gérer. La production des boues brutes (non stabilisé, brut) peut varier entre 1.100 et 3.000 l/EH/a ce qui est équivalent à une production de boues déshydratés de 35-90 l/EH/a.<sup>71</sup>

A cause de la consommation énergétique élevée et l'élimination assez intégrale des nutriments, le traitement des eaux usées par boues activées - dans la vision d'une gestion intégrée des ressources en eau - ne représente pas un procédé de traitement adéquat.

Par contre, pour les systèmes déjà existants il existe certaines possibilités d'optimisation en ce qui concerne le bilan énergétique et la valorisation des ressources. Lors de la digestion de la boue, environ 50 % de la DCO sont normalement transformés en biogaz, la DCO restante reste dans la boue sous forme de part organique. L'azote et le phosphore ne seront pas convertis par la digestion et se retrouveront ensuite aussi dans la boue ou le liquide surnageant.

La teneur en énergie du gaz de digestion s'élève en moyenne à 6,3 kWh/m<sup>3</sup> env. (correspondant à 123 Wh/(hab\*jour)). Pour une valorisation du gaz dans une centrale de cogénération avec un rendement supposé de 35 %, résulte une production de courant de 43 Wh/(hab\*jour). Env. 10 % de la production de courant de la centrale de cogénération, à savoir 4 -5 Wh/(hab\*jour), sont nécessaires pour sa propre consommation. Pour la production de chaleur utile, env. 55 % voire 68 Wh/(hab\*jour) peuvent être utilisés dans la centrale de cogénération.

Plus de détails sur le traitement anaérobie des boues d'épuration se trouvent dans le chapitre 3.6.2.

### 3.3.2.6 Résumé

Les chapitres 3.3.2.1 à 3.3.2.5 ont décrits les différents systèmes de traitement biologiques des eaux usées qui ont été évalués selon les paramètres économiques, les répercussions environnementales et leur potentiel de création de valeur ajoutée régionale.

Les analyses ont montré que le seul système de traitement disposant d'un bilan énergétique positif est le traitement anaérobie des eaux usées. Par la dégradation anaérobie de la matière organique lors du procédé, le système peut générer plus d'énergie qu'il n'en consomme pour l'exploitation de l'installation. Il s'ensuit en conséquence un bilan positif des émissions de CO<sub>2</sub>.

L'opération du filtre planté génère également un produit valorisable (en plus de l'eau usée épurée). La production de biomasse s'élève à 2-4 kg de roseau par m<sup>2</sup> de filtre planté, ce qui équivaut à une production d'énergie primaire de 0,5 kWh/m<sup>3</sup> d'eau usée.

Un traitement anaérobie des boues d'épuration résultant du procédé à boues activés ainsi qu'un prétraitement anaérobie des eaux usées destinées aux lagunages (captage de gaz dans les bassins anaérobies existantes ou application d'un prétraitement anaérobie supplémentaire) pourraient améliorer les bilans énergétiques de ces technologies de manière considérable.

En ce qui concerne les contenus en nutriments dans l'effluent des différents types de traitement, il faut constater que le traitement anaérobie permet une récupération presque complète de l'azote et

---

<sup>71</sup> DWA: Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung, 2008

du phosphore. Les systèmes basés surtout sur les procédés aérobies ne permettent qu'une récupération réduite en nutriments à partir de l'effluent parce qu'une certaine partie des nutriments s'accumule dans les boues d'épuration. Le système de boues activées élimine en grande partie l'azote, le phosphore quant à lui s'accumule dans les boues d'épuration.

En considérant les risques sanitaires par la valorisation des eaux usées épurées, la plupart des procédés analysés permettent une irrigation en agriculture ou en sylviculture. La qualité des eaux usées et les risques sanitaires doivent bien évidemment toujours être analysés cas par cas.

Le Tableau 18 résume les résultats des analyses sous forme de tableau.

**Tableau 18 : Analyse des systèmes de traitement biologique en milieu urbain**

	Station d'épuration végétale verticale		Lit bactérien		Lagunage naturel		Lagunage aéré		Traitement anaérobie (UASB)		Boues activées (Élimination de C et des nutriments)	
<b>Economie</b>												
Investissement	élevé	6	moyen	4	moyen	5	moyen	5	élevé		élevé	
Coûts d'exploitation	faible	4	faible-moyen	4	faible	4	moyen	4	moyen-élevé		moyen-élevé	
Coûts de traitement	moyen		moyen		faible - moyen		moyen		moyen-élevé		moyen-élevé	
<b>Répercussions environnementales</b>												
<b>Taux de dégradation</b>												
- DCO	élevé	6	élevé		élevé	4	élevé		6	moyen	élevé	
- N	moyen	6	élevé		moyen	4	élevé		6	faible	élevé	
- P	moyen	6	élevé		moyen	4	moyen		6	faible	moyen	
Emissions de CH4	faible	1	faible	4, 7	élevé	2	moyen		3	élevé	aucun	
Bilan des émissions CO2	positif		négatif		négatif		négatif		positif		négatif	
Demande en surface	élevé		faible		élevé		élevé		faible		faible	
Consommation énergétique	faible - moyen	9	élevé		faible		moyen - élevé		élevé		élevé	
Quantité de matières résiduelles	moyen/élevé (coupe de plantes)	4	moyen		moyen (évacuation périodique des boues)	4	moyen (évacuation périodique des boues)		4	faible	4	élevé
Réduction des agents pathogènes	faible-moyen	4	faible		moyen-élevé	4	faible-moyen		4	faible	4	faible
- Virus	faible (1 - 2 unités Log)	4	faible (0 - 2 unités Log)	4	élevé (1 - 4 unités Log, dépendant du temps de séjour)	4	faible (1 - 2 unités Log, dépendant du temps de séjour)	4	faible (0 - 1 unités Log)	4	faible (0 - 2 unités Log)	4
- Bactéries	moyen / faible (0,5 - 3 Log.-St.)	4	faible (1 - 2 unités Log)	4	élevé (1 - 6 unités Log, dépendant du temps de séjour)	4	faible (1 - 2 unités Log, dépendant du temps de séjour)	4	faible (0,5 - 1,5 unités Log)	4	faible (1 - 2 unités Log)	4
- Protozoaire	faible (0,5 - 2 unités Log)	4	faible (0 - 1 unités Log)	4	élevé (1 - 4 unités Log, dépendant du temps de séjour)	4	faible (0 - 1 unités Log, dépendant du temps de séjour)	4	faible (0 - 1 unités Log)	4	faible (0 - 1 unités Log)	4
- Helminthes	moyen (1 - 3 unités Log)	4	faible (1 - 2 unités Log)	4	moyen (1 - 3 unités Log, dépendant du temps de	4	moyen (1 - 3 unités Log, dépendant du temps de	4	faible (0,5 - 1 unités Log)	4	faible (1 - <2 unités Log)	4
<b>Potentiel de création de valeur ajoutée</b>												
<b>Gain en ressources</b>												
Bilan énergétique	négatif		négatif		négatif		négatif		positif		négatif	
<b>Récupération des ressources</b>												
- DCO	faible		faible		faible		faible		moyen		faible	
- N	moyen		faible		moyen		faible		élevé		faible	
- P	moyen		faible		moyen		moyen		élevé		moyen	
Récupération de l'eau	moyen		élevé		moyen		faible		élevé		élevé	
<b>Types d'utilisation</b>												
- Irrigation en agriculture	possible	4	possible	4	approprié (exige filtration)	4	approprié (exige filtration)	4	non-recommandé	4	recommandé	4
- Irrigation en sylviculture	possible	4	possible	4	approprié	4	approprié	4	possible	4	recommandé	4
- Arrosage des espaces verts	non-recommandé	4	non-recommandé	4	approprié	4	approprié (exige désinfection)	4	non-possible	4	possible	4
- Recharge de la nappe	avec post-traitement		avec post-traitement		avec post-traitement		avec post-traitement		avec post-traitement		approprié	
- Utilisation des boues d'épuration	possible	8	possible	8	possible	8	possible	8	possible	8	possible	8
<b>Technique d'irrigation</b>												
Irrigation par infiltration	peu approprié (exige filtration)		peu approprié (exige filtration)		approprié (exige filtration)		approprié (exige filtration)		pas pertinent (seulement prétraitement)		approprié (exige filtration)	
Irrigation goutte à goutte	peu approprié (exige filtration)		peu approprié (exige filtration)		approprié (exige filtration)		approprié (exige filtration)		pas pertinent (seulement prétraitement)		approprié (exige filtration)	
Irrigation par aspersion	approprié (exige désinfection)		approprié (exige désinfection)		approprié		peu approprié (exige désinfection)		pas pertinent (seulement prétraitement)		approprié (exige désinfection)	
Irrigation gravitaire/de surface	approprié		approprié		approprié		approprié		pas pertinent (seulement prétraitement)		approprié	

1 Possibilité de création des zones anaérobies résultant dans une production de méthane.

2 Production considérable de méthane par les procédés anaérobies.

3 Methanbildung in Absetzbereichen durch anaerobe Abbauprozesse

4 DWA: Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung, 2008

5 Valeurs moyennes du Maroc

6 Calcul Areal GmbH

7 Possibilité de création des zones anaérobies résultant dans une production de méthane en cas d'une aération insuffisante.

8 Si les valeurs limites concernant les métaux lourds et des germes pathogènes sont respectés.

### 3.3.3 Traitement tertiaire (désinfection) & affinage (élimination de N/P)

Les eaux usées traitées contiennent souvent après le traitement primaire et secondaire encore des agents pathogènes (bactéries, virus, parasites, œufs helminthes, etc.) et substances chimiques qui sont difficile à dégrader. Une réutilisation fiable et hygiénique des eaux usées épurées nécessite donc une désinfection des eaux usées. Dépendant du mode d'utilisation des eaux usées épurées (irrigation en agricultures, sylviculture ou espaces vertes ; irrigation par aspersion ou goutte à goutte) les valeurs limites locales ou international de réutilisation doivent être prises en considération (p.ex. recommandations de l'OMS). Il existe différentes méthodes de désinfection permettant une réduction des agents pathogènes satisfaisant par l'extraction, la destruction ou la désactivation des agents pathogènes.

Dans le cadre de cette étude les différentes méthodes de désinfection des eaux usées ne seront pas décrites en détails. Comme la désinfection par les agents chimiques comme le chlore et l'ozone ou par l'irradiation UV représentent les méthodes les plus répandues celles-ci seront comparées avec les systèmes naturels de désinfection (filtre de sol, bassin de maturation, infiltration-percolation, chenal-algal) qui sont brièvement décrit dans ce qui suit.

#### Infiltration-percolation

L'infiltration-percolation est un procédé extensif à culture fixée. Il consiste à infiltrer les eaux usées issues de traitements primaires ou secondaires dans de bassins de faible profondeur creusés dans le sol en place ou remplis de massifs sableux. Les matières en suspension sont arrêtées à la surface du massif filtrant, leur accumulation entraîne un colmatage qui doit être géré en alternant des phases d'infiltration et des phases de séchage et la matière organique est dégradée par la biomasse développée au niveau du massif formant ainsi un bio-film. Plus d'informations sur le système d'infiltration-percolation à l'exemple de la STEP d'Agadir sont données dans la partie 1 de l'étude.

#### Chenal-algal

Le chenal algal à haut rendement (CAHR) est un dispositif d'épuration basé sur un réacteur de type algo-bactérien, potentiellement fort intéressant pour les pays chauds. Il consiste en un bassin rectangulaire subdivisé en pistes où l'eau est maintenue en agitation et en circulation permanente. Plus d'informations sur le système de chenal-algal à l'exemple de la STEP de l'IAV à Rabat sont données dans la partie 1 de l'étude.

Le rendement épuratoire de l'installation pilote au Centre de Formation et de Démonstration de l'IAV Hassan II à Rabat est présenté dans le tableau suivant :

Tableau 19 : Rendement épuratoire du chenal algal de l'IAV à Rabat<sup>72</sup>

Paramètres	Affluent	Effluent	Rendement
DCO	110	250	-127%
DBO	45	35	22%
NTK	61	8,3	86%
Ammonia	49	7	86%
P total	8	2,7	66%

*Comparaison des différentes méthodes de désinfection*

Le tableau suivant présente les paramètres économiques et environnementaux ainsi que les taux de dégradation des matières organiques et nutriments et la réduction des agents pathogènes de différents systèmes de désinfection.

<sup>72</sup> El Hamouri, B.: Anaerobic reactor High-rate Pond combined technology for sewage treatment in small communities, 2005

**Tableau 20 : Analyse de différentes méthodes de désinfection des eaux usées**

	Ozonation	Chloration	Rayonnement UV	Lagune de maturation	Filtre de sol	Infiltration-percolation / Filtre à sable	Chenal algal
<b>Economie</b>							
Investissement	élevé, technique de construction: 0,52 €/m³	1 faible-moyen	1 faible -moyen, technique de construction: 7-41 €/EH	1 faible	1 technique de construction: élevé Machinerie: faible	1 Moyenne au Maroc: 52 €/EH Agadir: 23 €/EH	
Coûts d'exploitation	moyen (0,05 - 0,2 €/m³)	1 faible (0,04 - 0,06 €/m³)	1 faible (0,03 - 0,05 €/m³)	1 faible	1 faible	1	
<b>Répercussions environnementales</b>							
Taux de dégradation							
- DCO	pas pertinent	1 aucun impact	1 aucun impact	1 faible	1 élevé (85%)	1 Filtre à sable: élevé (93%)	2 Augmentation du COD par 127% (production d'algues)
- N	pas pertinent	1 aucun impact	1 aucun impact	1 faible	1 NH4: élevé (80%); NO3: faible (10%, filtre non-planté), élevé (70%, filtre planté)	1 Filtre à sable: élevé (96%)	2 élevé (86%)
- P	pas pertinent	1 aucun impact	1 aucun impact	1 faible	1 filtre non-planté: moyen (30%) filtre planté: élevé (80%)	1 Filtre à sable: élevé (94%)	2 moyen (66%)
Emissions de CH4	aucun	1 aucun	1 aucun	1 gering	1 aucun	1	
Demande en surface	faible	1 faible	1 faible	1 élevé	1 élevé	1 faible (STEP: 0,21 m²/EH, dont filtre à sable: 0,16 m²/EH)	2
Consommation énergétique	moyen	1 faible	1 faible	1 faible	1 faible	1	
Quantité de matières résiduelles	aucun	1 aucun	1 aucun	1 faible	1 faible	1	
<b>Réduction des agents pathogènes</b>							
- Virus	élevé (3 - 6 unités Log)	1 moyen (1 - 3 unités Log)	1 moyen (1 - >3 unités Log)	1 élevé (1 - 4 unités Log)	1 moyen - faible (1,5 - 2,5 unités Log)	1	
- Bacteries	élevé (2 - 6 unités Log)	1 élevé (2 - 6 unités Log)	1 élevé (2 - >4 unités Log)	1 élevé (1 - 6 unités Log)	1 moyen - faible (1,5 - 2,5 unités Log)	1	faible (1,2 unités Log)
- Protozoaire	faible (1 - 2 unités Log)	1 faible (0 - 1,5 unités Log)	1 élevé (> 3 unités Log)	1 élevé (1 - 4 unités Log)	1 moyen - faible (1,5 - 2,5 unités Log)	1	
- Helminthes	faible (0 - 2 unités Log)	1 faible (0 - <1 unités Log)	1 aucun impact	1 moyen (1 - 3 unités Log)	1 moyen	1 élevé (100%)	2
<b>Potentiel de création de valeur ajoutée</b>							
Récupération des ressources (dans l'effluent/ produit)							
- DCO	élevé	élevé	élevé	élevé	faible	faible	Augmentation du COD par 127% (production d'algues)
- N	élevé	élevé	élevé	élevé	élevé (filtre non-planté), faible (filtre planté)	faible	faible
- P	élevé	élevé	élevé	élevé		moyen	moyen
<b>Types d'utilisation</b>							
- Irrigation en agriculture	recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé
- Irrigation en sylviculture	recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé
- Arrosage des espaces verts	recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé	1 recommandé
<b>Technique d'irrigation</b>							
Irrigation par infiltration	approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1
Irrigation goutte à goutte	approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1
Irrigation par aspersion	approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1
Irrigation gravitaire/de surface	approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1 approprié	1

1 DWA: Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung, 2008

2 Filtre à sable avec décantation primaire à l'exemple de la STEP d'Agadir

3 Les valeurs indiqués représentent les résultats d'analyse d'un chenal algal avec un réacteur UASB comme prétraitement (Installation de l'IAV à Rabat), données prises d'El Hamouri, B.: Anaerobic reactor High-rate Pond combined technology for sewage treatment in small comr

4 Augmentation du COD par 66% à cause de la production d'algues

Le tableau montre que les procédés de l'ozonation, de chloration et de rayonnement UV n'ont aucun impact sur les teneurs en nutriments dans les eaux usées ce qui permet une valorisation assez complète des nutriments.

Par contre, les filtres de sol planté, les filtres à sable ainsi qu'un chenal algal peuvent avoir des impacts considérables sur les teneurs en nutriments. Dans un filtre de sol planté, le taux de dégradation de nitrate peut atteindre les 70%, le taux de dégradation de phosphore s'élève à environ 80%. Le système d'infiltration-percolation atteint des taux de dégradation de plus de 90% en ce qui concerne l'azote et le phosphore. Les taux de dégradation dans le chenal d'algal par exemple s'élèvent à 86% et 59% pour l'azote et le phosphore. En raison des taux de dégradation élevés en azote et en phosphore, ces trois systèmes peuvent aussi s'appliquer pour l'affinage des eaux usées (élimination d'azote et de phosphore) afin de pouvoir réutiliser les eaux usées épurées pour la recharge de la nappe phréatique.

Dû à la réduction des agents pathogènes entre 1 à 6 unités log tous les systèmes de désinfection présentés permettent en général une réutilisation des eaux usées épurées en agriculture ou en sylviculture. Cependant, si une réutilisation des eaux usées en agriculture est envisagée, l'application des procédés d'hygienisation avec une faible élimination de nutriments serait préférable. Si par contre une recharge de la nappe phréatique est visée, le procédé d'hygienisation doit permettre une élimination assez complète des nutriments. Le traitement par boues activées inclut souvent le procédé de nitrification/dénitrification qui permet une élimination satisfaisante de l'azote et du phosphore.

L'investissement et les coûts d'exploitation pour les systèmes de désinfection sont faibles à moyens, sauf le procédé d'ozonation qui demande des investissements élevés et des coûts d'exploitation moyens.

## 3.4 Traitement et valorisation des eaux usées en milieu rural

### 3.4.1 Latrines

Les latrines représentent une technologie simple d'assainissement qui est largement utilisée et réalisable à faibles coûts. Une latrine est composée d'une fosse, d'une couverture et une superstructure. Les excréta ainsi que les matières et l'eau de nettoyage anal sont déposés dans la fosse.

Les connaissances sur les processus de dégradation dans les latrines traditionnelles sont limitées. Certaines analyses ont montré que les processus aérobie, anaérobie, de déshydratation, de compostage et autres se déroulent dans les latrines. Les procédés suivants ont été observés :

- Les matières liquides s'infiltrent dans le sol et causent éventuellement une pollution de la nappe.
- Les matières fécales sont dégradées par les procédés anaérobies et résultent dans les émissions de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et H<sub>2</sub>S.

En général, la réduction des microbes pathogènes et la dégradation organique ne sont pas considérées comme significatives.<sup>73</sup> Le taux de dégradation dépend fortement de la quantité des microorganismes présents dans la fosse.

Dû aux connaissances manquantes relatives aux procédés de dégradation dans les latrines et dû à la forte dépendance des processus de dégradation aux conditions climatiques, un bilan de matière ne peut être élaboré.

En résumé, il faut constater qu'une latrine traditionnelle constitue une amélioration par rapport à la défécation en plein air du fait que les excréta sont stockés et la transmission de microbes pathogènes à l'utilisateur est limitée. Cependant, elle pose toujours des risques sanitaires:

- Le lixiviat peut polluer les eaux souterraines ;
- L'eau stagnante dans la fosse peut favoriser la prolifération d'insectes ;
- Les fosses sont susceptibles de s'ébouler/déborder pendant les inondations.<sup>74</sup>

La figure suivante présente les répercussions environnementales d'une latrine.

---

<sup>73</sup> Tilley, Elizabeth et al.: Compendium of Sanitation Systems and Technologies, 2008

<sup>74</sup> Tilley, Elizabeth et al.: Compendium of Sanitation Systems and Technologies, 2008

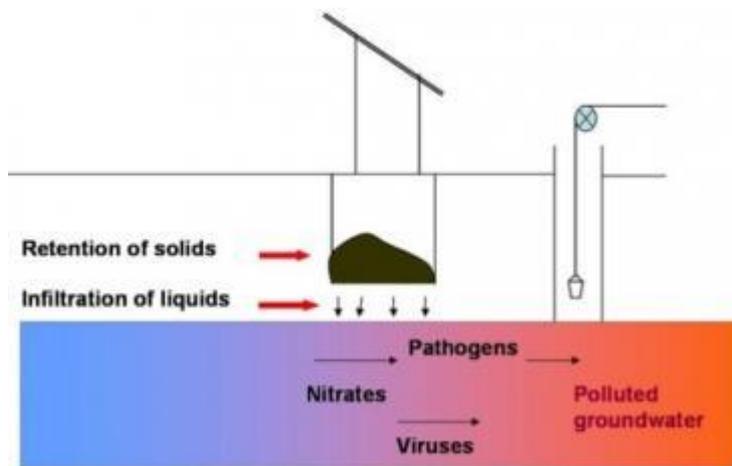


Figure 27 : Procédés d'infiltration d'une latrine <sup>75</sup>

### 3.4.2 Fosse septique avec traitement par le sol

Une fosse septique est une chambre imperméable à l'eau faite de béton, fibre de verre, PVC ou plastique pour le stockage et le traitement des eaux de vannes et des eaux grises. Les processus de décantation et anaérobies réduisent les matières solides et organiques, mais le traitement est seulement modéré. <sup>76</sup>

Une fosse septique devrait typiquement avoir au moins deux compartiments. Le liquide coule dans la fosse et les particules lourdes tombent au fond, alors que l'écume (huile et graisse) flotte au dessus. Avec le temps, les solides qui décantent sont dégradés dans des conditions anaérobies. Cependant, la vitesse d'accumulation des boues est plus rapide que le processus de décomposition, et les boues accumulées doivent alors être extraites à un certain point. La figure suivante montre le schéma d'une fosse septique.

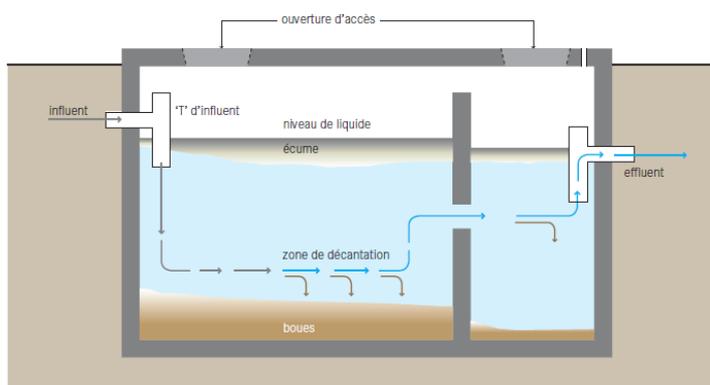


Figure 28 : Schéma d'une fosse septique <sup>77</sup>

En général, les taux de dégradation suivants sont obtenus à l'utilisation de fosses septiques :

<sup>75</sup> <http://www.sswm.info/category/implementation-tools/wastewater-treatment/hardware/site-storage-and-treatments/pit-latrine>

<sup>76</sup> Tilley, Elizabeth et al.: Compendium of Sanitation Systems and Technologies, 2008

<sup>77</sup> Tilley, Elizabeth et al.: Compendium of Sanitation Systems and Technologies, 2008

- 50% de matière solide,
- 30 à 40 % de la demande biochimique en oxygène (DBO)
- 1-log d'E. Coli.

Toutefois, l'efficacité des fosses septiques varie considérablement selon l'exploitation et l'entretien de la fosse et des conditions climatiques. L'élimination des germes pathogènes n'est pas importante.

Généralement, les fosses septiques devraient être vidangées tous les 2 à 5 ans, bien qu'elles doivent être vérifiées. L'effluent doit être dispersé en utilisant un puisard ou une tranchée d'infiltration ou en transportant l'effluent à une autre technologie de traitement par l'intermédiaire d'un égout à faible diamètre ou réseau d'égout simplifié sans matières solides.<sup>78</sup>

### 3.4.3 Toilettes sèches à séparation d'urine et filtre planté

La combinaison d'une toilette sèche à séparation d'urine avec un filtre planté vise le traitement séparé de l'urine, des fèces et de l'eau grise (et éventuellement l'eau de nettoyage anal). Après un traitement adéquat tous les flux de matières peuvent être appliqués dans l'agriculture : l'urine peut être utilisée comme fertilisant, les fèces comme amendement de sol et l'eau grise traitée comme eau d'irrigation.

Une toilette sèche avec séparation d'urine (TSSU) est une toilette qui fonctionne sans eau et qui dévie tous les liquides (l'urine et l'eau de nettoyage) loin des fèces. Elle est construite de sorte que l'urine est collectée et drainée, alors que les fèces sont collectées et stockées séparément afin qu'elles restent sèches.

Les TSSU comportent généralement deux sections qui séparent les urines des fèces (Figure 29, à gauche). Il y a également des toilettes à 3 compartiments de séparation qui permettent par une 3ème cuvette de séparer l'eau de nettoyage anal de l'urine et des fèces (Figure 29, au milieu).



**Figure 29 : Toilette séparant les urines sans chasse avec un confort accru pour l'utilisateur<sup>79</sup>, TSSU avec une cuvette intégrée pour collecter les eaux de nettoyage anal<sup>80</sup> et système à deux chambres<sup>81</sup>**

<sup>78</sup> Tilley, Elizabeth et al.: Compendium of Sanitation Systems and Technologies, 2008

<sup>79</sup> UNESCO-IHE

<sup>80</sup> SSWM Info: UDDT, <http://www.sswm.info/category/implementation-tools/water-use/hardware/toilet-systems/uddt>

<sup>81</sup> CREPA 2007

Des matériaux secs tels que la chaux, la cendre ou la terre devraient être ajoutés dans le trou destiné à récupérer les fèces après chaque défécation. Ces matériaux permettent de réduire considérablement les nuisances olfactives ou celles causées par les mouches, ils servent aussi à diminuer l'humidité et à élever la valeur du pH, assurant ainsi les conditions de sécheresses nécessaires pour la décomposition et l'élimination des agents pathogènes. Les fèces des TSSU peuvent être compostés ou stockés et séchés avant d'être appliqués comme fertilisants. Plus d'informations sur le traitement des fèces sont données dans le chapitre 3.4.3.2.

Plus de détails sur le traitement de l'urine seront présentées dans le chapitre 3.4.3.1. Dans le chapitre 3.4.3.3 seront donnés plus d'informations sur le traitement des eaux grises par un filtre planté.

### 3.4.3.1 Stockage des eaux jaunes

Contrairement aux fèces, l'urine est une substance habituellement stérile uniquement soumise à une faible charge de bactéries en quittant le corps humain. Il en découle que l'urine / les eaux jaunes sont un liquide relativement propre et peu pathogénique.

Un stockage correct des eaux jaunes est également susceptible de réduire les germes pathogènes de manière à permettre une utilisation directe dans l'agriculture. Le pH passe de 6 à 9 suite à l'hydrolyse de l'urée en ammonium / ammoniac. Ce pH plus élevé a pour effet de tuer les germes pathogènes. Ce processus s'accélère en présence de températures environnantes plus élevées. Les directives de l'OMS pour une utilisation fiable des eaux usées, des fèces et des eaux grises en agriculture recommandent les durées et températures de stockage suivantes pour une exploitation agricole des eaux jaunes<sup>82</sup>.

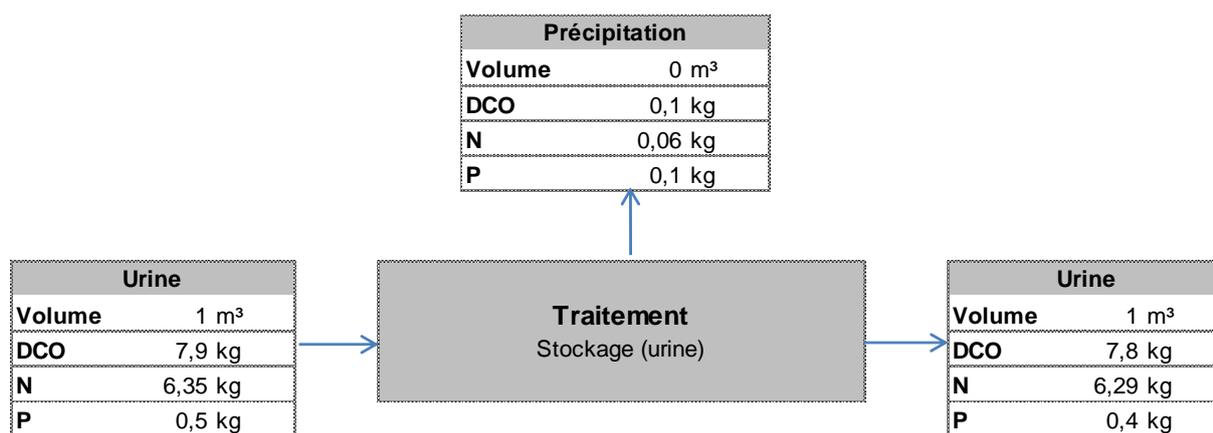
- Aliments ou plantes fourragères destinés à un traitement / une transformation ultérieure :
  - stockage d'une durée d'au moins 1 mois à une température d'au moins 4 °C
- Aliments destinés à un traitement / une transformation ultérieure et toutes les plantes fourragères :
  - stockage d'une durée d'au moins 6 mois à une température d'au moins 4 °C
  - stockage d'une durée d'au moins 1 mois à une température d'au moins 20 °C
- Tous les aliments et plantes fourragères :
  - stockage d'une durée d'au moins 6 mois à une température d'au moins 20 °C

Il est recommandé de collecter les eaux jaunes destinées à un stockage consécutif et à une utilisation agricole séparément. Il est par exemple possible, dans ce contexte, d'utiliser des toilettes spéciales de séparation des urines ou des urinoirs secs ou avec chasse très simples ou équipées d'un confort accru pour l'utilisateur (voir Figure 29).

Le bilan matière du stockage des eaux jaunes est reproduit à la Figure 30. Seule une faible partie de l'azote et des phosphates contenue dans les eaux jaunes passe de la phase liquide à la phase solide durant le stockage en raison de précipitations spontanées de MAP. 99% de l'azote et 80% du phosphore peuvent être valorisés.

---

<sup>82</sup> WHO: Guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater, 2006



**Figure 30 : Bilan matière du stockage de l'urine**

Le stockage est un processus ne nécessitant pratiquement pas d'énergie et de ressources en soi et il n'est donc pas requis d'approfondir ce sujet dans ce contexte. L'efficacité en matière de ressources et d'énergie du stockage des eaux jaunes suivi d'une valorisation est particulièrement importante en raison des économies considérables dues à la prévention de la production d'engrais conventionnels et de la suppression du traitement traditionnel dans une installation d'épuration qui exige beaucoup d'énergie et de ressources.

### 3.4.3.2 Traitement des fèces

#### Déshydratation des fèces

La possibilité existe, notamment pour les petites zones décentralisées, de traiter les fèces en les séchant directement sur site et de les réutiliser ou de les éliminer ultérieurement.

Une des conditions préalables pour la déshydratation des fèces réside dans une séparation aussi intégrale que possible des urines. Les toilettes sèches avec une évacuation des urines (voir chapitre 3.4.3) sont par exemple appropriées au captage des fèces et éventuellement aussi à leur séchage.

Les autres mesures pour abaisser la teneur en eau et garantir des circonstances anaérobies est l'ajout de substances de déshydratation et une ventilation suffisante.

La déshydratation des fèces peut se faire dans des systèmes à deux, voire à une chambre. Une chambre d'un système à deux chambres est utilisée, tandis que la deuxième chambre sert au séchage des fèces recueillis. Lors d'un système à une chambre, il est requis de transporter les fèces vers un autre site et de les déshydrater en ce lieu, ce qui est moins confortable en pratique.

Les autres possibilités de traitement des fèces déshydratées sont leur transformation en compost, leur traitement anaérobie ou à la chaux ou leur combustion. Il est toutefois requis, dans l'hypothèse d'une combustion, de prévoir suffisamment de temps pour une déshydratation aussi élevée que possible.

Les effets sur l'environnement dû au processus de déshydratation sont qualifiables de minimes. Les effets sur l'environnement du traitement des fèces dans l'ensemble peuvent toutefois différer en

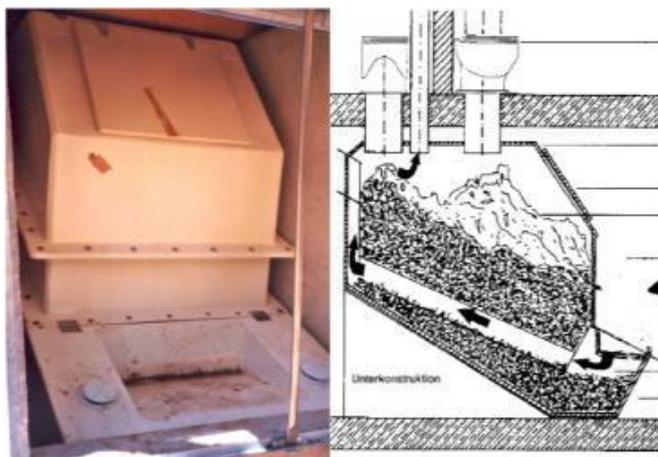
fonction de la méthode de traitement consécutif utilisée. Les potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources peuvent différer en fonction du traitement consécutif mis en œuvre respectivement de la valorisation (p. ex. via une déshydratation et combustion, la méthanisation ou l'utilisation en tant qu'engrais). L'utilisation des fèces déshydratées pour amender les sols dans le secteur agricole permet par exemple de récupérer pratiquement tous les nutriments et substances organiques contenus. Une récupération directe impose toutefois de respecter les normes et démarches d'hygiène correspondantes.

### Compostage des fèces

Le compostage est un processus aérobie dans le cadre duquel les substances organiques sont décomposées par des microorganismes. Une partie des substances organiques décomposées est transformée en humus. Le compost ainsi obtenu est excellent pour amender les sols ou comme engrais. Le compostage se prête au traitement des déchets biologiques, des boues d'épuration, mais aussi au traitement des fèces.

Les principaux paramètres pour le compostage sont la teneur en eau et le rapport C/N. La teneur en eau devrait se situer entre 50 et 60 % et le rapport C/N entre 30 et 35. Le respect de cette teneur en eau impose la séparation des fèces de l'urine. Les fèces ne présentent habituellement pas le rapport C/N requis ce qui impose l'ajout de matière solidifiante, p. ex. des copeaux de bois. Un apport suffisant en air doit être garanti en vue de fournir des conditions aérobies durables.

Le compostage peut se faire directement dans des cuvettes spéciales (Figure 31) moyennant un récipient de compostage doté d'un grand volume de stockage relié à la cuvette via une descente. Le compostage peut aussi se faire en d'autres lieux si la cuvette n'est pas équipée d'une cuvette de compostage.



**Figure 31 : Cuvette de compostage TerraNova**<sup>83</sup>

Le compostage est un traitement des fèces ménageant les ressources et l'énergie, étant donné que la majeure partie des nutriments et substances organiques des fèces demeure dans le compost qui les

<sup>83</sup> Berger Biotechnik GmbH, TerraNova Komposttoilettenanlage, 2006

recupère. Les effets positifs pour l'environnement de ce processus prévalent donc nettement sur d'éventuels inconvénients.

La figure suivante montre le bilan de flux de matériaux pour le compostage des fèces. Il faut quand même considérer que l'efficacité du procédé de compostage peut varier considérablement selon l'exploitation et les conditions climatiques.

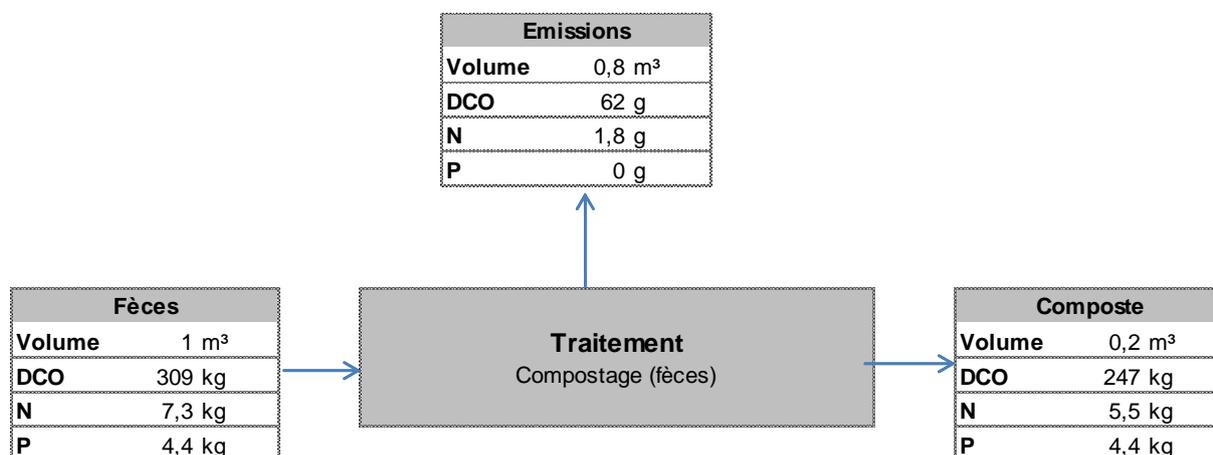


Figure 32 : Bilan de flux de matières pour le compostage des fèces<sup>84</sup>

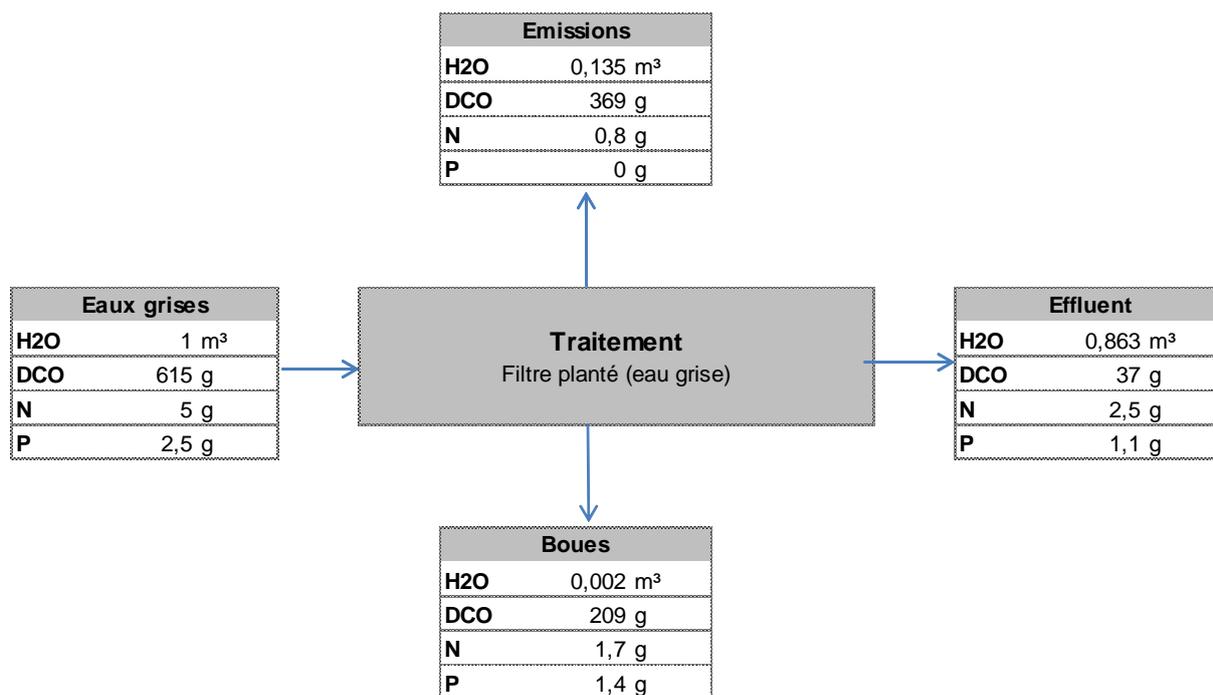
Par le procédé de compostage environ 20% de la matière organique et 25% de l'azote sont dégradés. La matière organique s'échappe sous forme de CO<sub>2</sub>.

### 3.4.3.3 Filtre planté pour les eaux grises

Les filtres plantés permettent l'épuration de différents types d'eaux usées par les procédés semi-naturels de l'épuration biologique. Les informations détaillées sur le dimensionnement et les caractéristiques des filtres plantés ont déjà été donné dans le chapitre 3.3.2.2.

En raison des faibles charges des eaux grises, la surface des filtres plantés peut être réduite en gardant les taux d'épuration moyens, c'est-à-dire un taux de dégradation de 94% pour la DCO, de 50% pour l'azote et de 56% pour le phosphore. La figure suivante montre le bilan de flux de matières pour 1 m<sup>3</sup> d'eau grise.

<sup>84</sup> Le bilan de flux de matériaux ne considère pas les matières solidifiants.



**Figure 33 : Bilan de flux de matières d'un filtre planté pour le traitement des eaux grises**

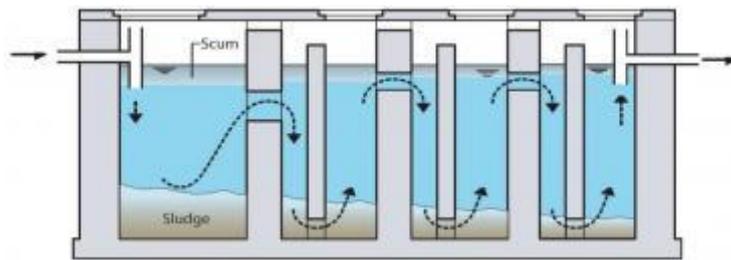
Dû aux faibles charges des eaux grises, la surface spécifique du filtre planté par habitant peut être réduite. La réduction de la surface du filtre est estimée à environ 40%. Cela entraîne une réduction du taux d'évaporation qui atteindra les 13,5%. Les coûts d'investissement baissent également. Plus de détails sur les coûts d'investissement et d'opération d'un filtre planté se trouvent dans le chapitre 3.3.2.2.

### 3.4.4 Traitement anaérobie

La technique anaérobie utilise des procédés biologiques en l'absence d'oxygène, grâce auxquels des substances organiques sont décomposées en méthane et dioxyde de carbone. Le traitement anaérobie des eaux usées est une option de traitement prometteuse, car par rapport au traitement aérobie (traitement traditionnel) des eaux usées, il élimine en grande partie les matières organiques des eaux usées lorsque du biogaz, comme source d'énergie, est libéré. En plus, le procédé anaérobie conserve en grande partie des éléments nutritifs ce qui permettra une utilisation éventuelle des eaux usées traitées pour irriguer les surfaces agricoles si l'élimination des germes pathogènes est assuré.

Par rapport aux moyennes et grandes installations de traitement anaérobie, on utilise de préférence des solutions simples du point de vue technique dans les petites installations. Les fosses septiques par exemple font partie des plus anciennes sortes de réacteurs anaérobies, qui peuvent être utilisés pour traiter les eaux usées municipales et qui sont particulièrement appliqué à petite échelle. Les fosses septiques modifiées (anaerobic baffled reactor), les filtres anaérobies, et les tanks Imhoff sont d'autres types de réacteurs. Dans ce contexte, il est à noter que dans la pratique, on renonce très souvent à la collecte et la génération de l'électricité à partir du biogaz dans les petites installations en raison de l'énorme effort technique et des frais supplémentaires, qui ne sont pas proportionnels au faible volume de gaz. Dans ce cas, on devrait donc prendre en considération du point de vue

technique une solution simple pour l'utilisation de petites quantités de gaz, comme par exemple la production de chaleur (gaz pour cuisiner).



**Figure 34 : Fosse septique modifié (anaerobic baffled reactor)** <sup>85</sup>

Le dimensionnement de ces types d'installations a généralement lieu avec le paramètre du temps de séjour. Pour les fosses septiques et les fosses septiques modifiées, le temps de séjour s'étale par exemple sur une période de 1 à 3 jours. Les détails techniques ne seront pas abordés dans cette partie.

Dans ce qui suit seront présentés le traitement des eaux usées par un réacteur UASB, la co-fermentation des eaux usées avec le fumier et les déchets ménagers organiques ainsi que l'épuration des eaux usées par traitement anaérobie et un filtre planté.

#### 3.4.4.1 UASB

Le traitement anaérobie des eaux usées par un réacteur UASB et les détails du procédé de traitement ont déjà été traité dans le chapitre 3.7.2.3.

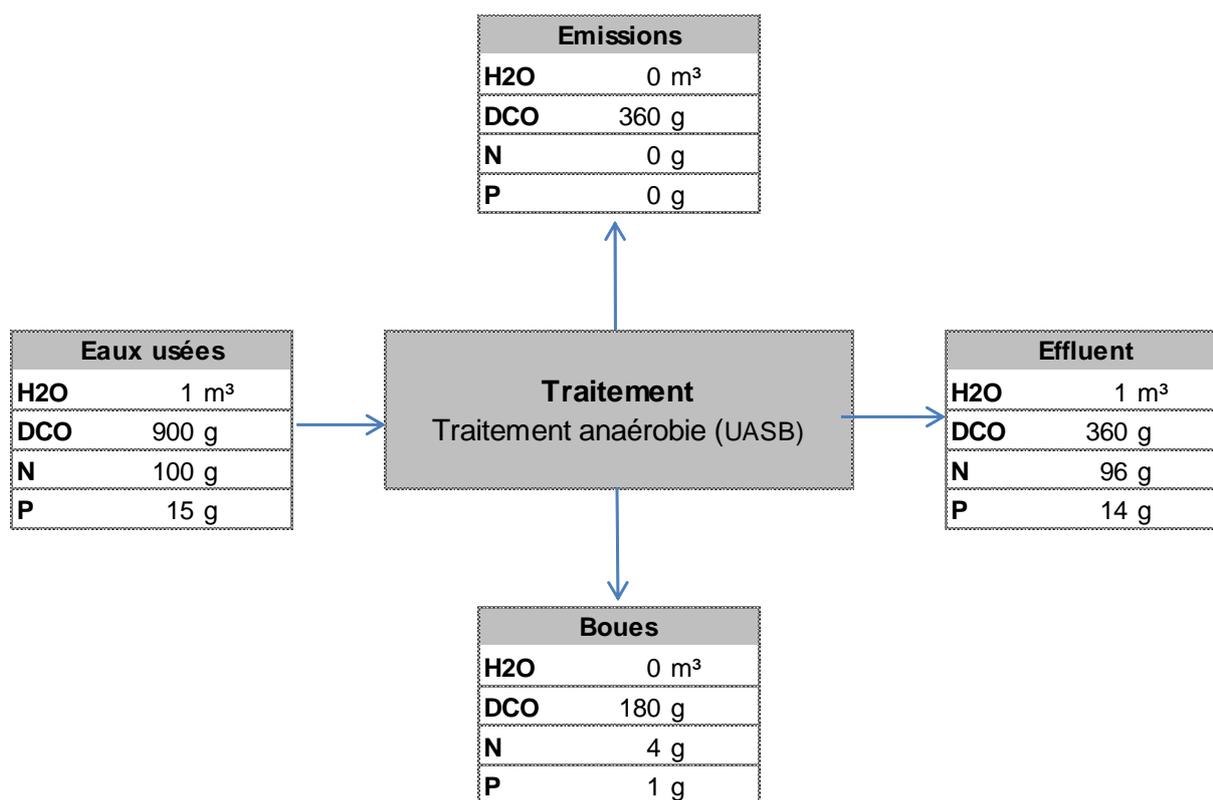
Le réacteur UASB a le potentiel de produire un effluent de plus haute qualité que les fosses septiques, et peut le faire dans un plus petit volume de réacteur. Là où les eaux à traiter sont de faible charge, le réacteur peut ne pas fonctionner correctement. La température affectera également ses performances.<sup>86</sup> Une séparation et traitement des eaux noires pourront améliorer le procédé. Plus de détails concernant le traitement anaérobie des eaux noires sont donnés dans le chapitre 3.7.2.3.

Un UASB n'est pas approprié pour les petites communautés ou les communautés rurales sans approvisionnement permanent en électricité et en eau. Un opérateur qualifié est requis pour suivre et réparer le réacteur et la pompe en cas de problèmes.

Comme mentionné ci-dessus, le traitement anaérobie concerne surtout la dégradation des matières organiques en méthane et dioxyde de carbone. Le taux de dégradation de la DCO s'élève à 60% : 20% de la matière organique sort avec les boues, 40% de la matière organique sont transformés en CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub>. Le taux de dégradation de l'azote et de phosphore s'élève à 4% seulement. La figure suivante montre le bilan de flux de matière du traitement anaérobie par un réacteur UASB. Cependant, il faut tenir compte des variations possibles des charges dans l'eau usée au niveau rural et le changement des performances de traitement qui en résultent.

<sup>85</sup> Morel, A., Diener, S.: Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, 2006

<sup>86</sup> Tilley, Elizabeth et al.: Compendium of Sanitation Systems and Technologies, 2008



**Figure 35 : Bilan de flux de matières d'un réacteur UASB**

Comme déjà mentionné dans la Partie 1 de l'étude le Centre de Formation et de Démonstration de l'IAV Hassan II à Rabat dispose d'une station d'épuration décentralisée ou un réacteur anaérobie à flux ascendant et à deux étapes (RAFADE) est appliqué comme procédé de prétraitement. Dans ce type de réacteur UASB les taux de dégradation suivants sont obtenus :

**Tableau 21 : Performances des réacteurs anaérobies à l'IAV à Rabat<sup>87</sup>**

Paramètres	Unité	Entrée de la STEP	Réacteur 1	Réacteur 2	Rendement
DBO <sub>5</sub>	mg/l	390	200	150	62%
DCO	mg/l	800	530	380	53%
TKN	mg/l	72	60	66	8%
P <sub>total</sub>	mg/l	8,2	8	8	2%

### 3.4.4.2 Co-fermentation des eaux usées avec fumier pour la production de biogaz

Les digesteurs de biogaz à petite échelle sont des réacteurs conçus spécialement pour produire le biogaz au niveau de plusieurs ménages ou pour les communautés rurales. Les réacteurs sont alimentés par le fumier, les déchets ménagers et les déchets jardiniers. Les toilettes peuvent être directement liées au réacteur afin que les excréments puissent recevoir un co-traitement.

Au niveau du réacteur, la digestion anaérobie transforme la matière organique en biogaz avec la production d'une boue plus ou moins stabilisée. Ce biogaz peut être utilisé pour cuisiner ou comme

<sup>87</sup> El Hamouri, B.: Anaerobic reactor High-rate Pond combined technology for sewage treatment in small communities, 2005

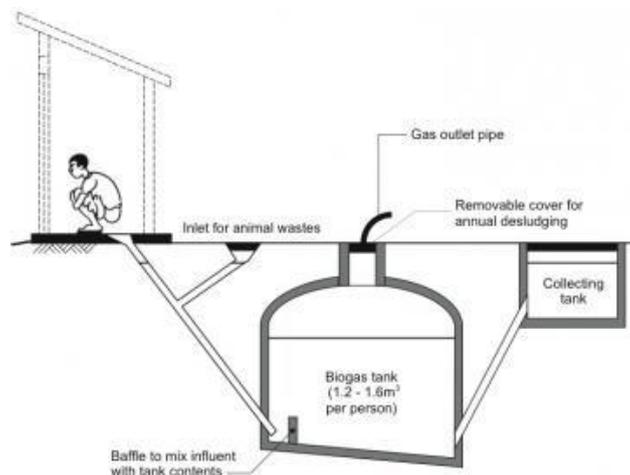
combustible dans une chaudière ou servant à alimenter un générateur pour produire de l'électricité ou de la chaleur. Les boues digérées - riches en nutriment - peuvent être utilisées comme un amendement du sol.

La disponibilité d'une source d'énergie renouvelable verte réduit l'utilisation du bois pour le chauffage et la cuisson permettant ainsi de réduire la pollution atmosphérique intérieure. Ainsi les digesteurs de biogaz ont un grand potentiel pour minimiser les risques sanitaires et limiter la pollution environnementale en utilisant les excréments humains comme une ressource pour produire de l'énergie et des engrais.

Le biogaz en général peut être obtenu à partir de toute matière organique, mais le DCO ou le degré de biodégradabilité dépend de la nature de la matière organique, le fumier a un potentiel beaucoup plus élevé pour produire le méthane que celui des excréments humains par exemple. La seule digestion des excréments humains ne serait donc pas suffisante pour répondre aux besoins en énergie d'une famille moyenne, il faut additionner les déchets ménagers et jardiniers.

Les petits digesteurs de biogaz suivent généralement un processus de digestion anaérobie humide avec une teneur en matières solides totale optimale de 5 à 10%. Le fumier des animaux dispose d'une teneur en matières solides généralement plus élevée (~20%) alors il est nécessaire de le diluer (avec les eaux grises ou les eaux de toilette par exemple) pour obtenir une teneur en MS optimale.

Les éléments principaux pour la conception d'un digesteur de biogaz à petite échelle sont: une entrée, une chambre de réacteur étanche à l'air, un collecteur de biogaz, une chambre d'expansion (optionnelle), des connexions pour les toilettes et un broyeur pour les déchets de cuisine et de jardin.



#### Digesteur de biogaz à petite échelle pour le traitement du fumier et les eaux usées<sup>88</sup>

Il existe en général trois types de digesteurs de biogaz:

- installations de biogaz avec ballon en caoutchouc;
- installation avec tambour flottant et
- installation avec dôme fixe.

<sup>88</sup> SSWM Info: Anaerobic digestion (small scale), [www.sswm.info](http://www.sswm.info)

Les réacteurs à biogaz ont besoin d'une phase de démarrage durant laquelle les micro-organismes responsables de la digestion anaérobie s'installent et se stabilisent. L'extraction des matières décantées accumulées au fond du réacteur est exceptionnellement nécessaire. Les réacteurs devraient être régulièrement surveillés afin d'éviter le moussage, la formation d'écume ou pour vérifier l'étanchéité du réacteur. Aucun opérateur qualifié n'est requis, mais les ménages doivent être formés pour comprendre le système. Le temps de rétention hydraulique (TRH) dans le réacteur dépend de la température dans le digesteur et des matières entrantes. A une température entre 25-35°C le temps de séjour s'élève à 40-100 jours.

La digestion anaérobie ne dégrade que la matière organique (~20%), la matière minérale et presque tous les nutriments demeurent dans les boues de digestion. Presque 100% du phosphore et environ 50 à 70% de l'azote en tant qu'ammonium sont toujours conservés dans la boue.<sup>89</sup> Par conséquent, le compost qui en résulte est considéré comme source précieuse en nutriment et peut être destinée à la production alimentaire.

Pour l'élaboration du bilan de flux de matières le volume d'eau usée d'une personne a été pris en compte. Le fumier produit par une vache par jour a été considéré comme co-substrat.

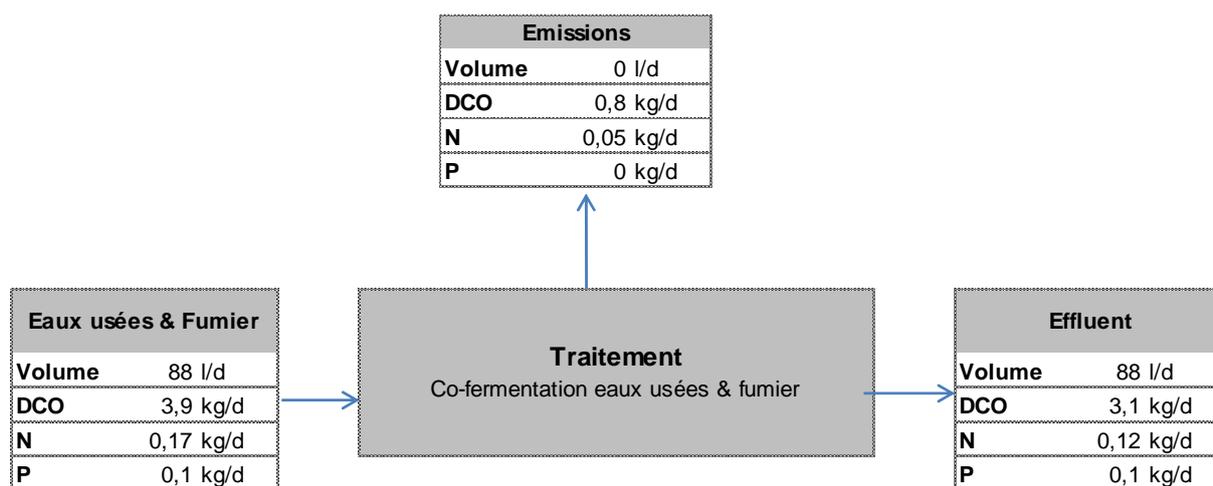
**Tableau 22 : Charges contenues dans les eaux usées d'une personne et dans le fumier d'une vache**

<b>Vache</b>		
Fumier	l/d	28,39
DCO	kg/d	3,86
N	kg/d	0,16
P	kg/d	0,10
MS		20%
<b>1 personne (milieu rural)</b>		
Eaux usées	l/d	60,00
DCO	kg/d	0,064
N	kg/d	0,0075
P	kg/d	0,00125
MS		4%

En considérant un volume d'effluent de 88 l par jour et un temps de séjour de 40 jours le volume du réacteur s'élève à 3,5 m<sup>3</sup>. Le taux de matière sèche moyen du substrat s'élève à environ 9% et respecte ainsi les conditions requises.

La production de méthane s'élève à 0,25 kg de méthane par kg de DCO éliminé. Supposant un taux de dégradation de la DCO de 20% et un volume de 1.400 l/kg CH<sub>4</sub>, 274 litres de CH<sub>4</sub> sont générés par jour.

<sup>89</sup> Joensson et al: Guidelines on the use of urine and faeces in crop production, 2004



Le taux de dégradation de l'azote s'élève à 30%. Le phosphore n'est pas dégradé.

Le taux de dégradation des germes pathogènes dépend de la concentration des microorganismes dans l'affluent, du temps de rétention et de la température. En règle générale, quand un digesteur de biogaz est bien conçu et fonctionne bien, l'élimination des agents pathogènes dans la suspension est considérée comme suffisante donc les boues traitées peuvent être réutilisées directement pour la fertilisation des sols. Pour des intrants fortement pathogènes, un TRH de 60 jours devrait être considéré. Normalement, les réacteurs anaérobies à biogaz ne sont pas chauffés, mais pour assurer la destruction des microbes pathogènes (par exemple au moyen d'une température maintenue au-dessus de 50°C) le réacteur devrait être chauffé. Pour plus de précautions, les boues peuvent recevoir un procédé de compostage aérobie (ou traitées par séchage ou par humification) avant leurs réutilisation.

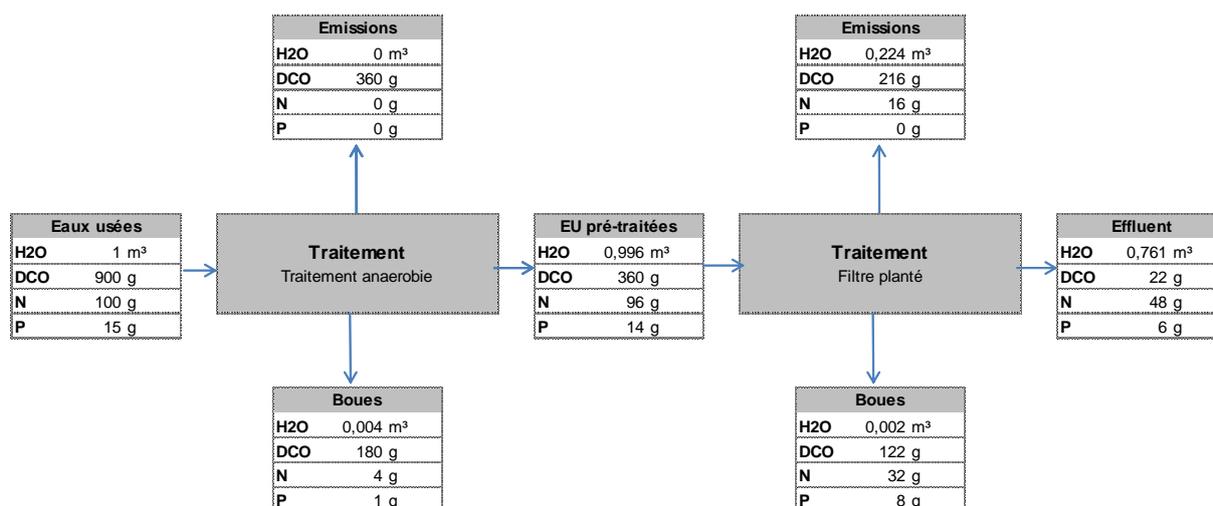
Cette technologie nécessite peu de capitaux et des faibles coûts d'exploitation, toutefois elle permet un traitement efficace des eaux usées, de fumier et de déchets organiques solides. La matière organique est dégradée en produisant du biogaz tout en préservant les teneurs en phosphore et en azote dans la boue digérée.

### 3.4.4.3 Traitement anaérobie & filtre planté

La combinaison d'un traitement anaérobie avec un filtre planté représente un procédé prometteur pour le traitement et la valorisation des eaux usées. Pendant que le procédé anaérobie dégrade la matière organique en produisant le méthane (valorisation énergétique), le filtre planté sert non seulement à une dégradation supplémentaire de la matière organique en produisant de la biomasse mais entraîne aussi une réduction supplémentaire des nutriments et germes pathogènes. En plus, ce système fournit des boues d'épuration qui seront utilisable comme amendement de sol après un éventuel traitement (compostage, séchage ou autres).

Les deux procédés de traitement ont déjà été décrits dans les chapitres 3.3.2.2 et 3.3.2.1.

La figure suivante montre le bilan de flux de matière combiné.



**Figure 36 : Bilan de flux de matières pour un traitement anaérobie et un filtre planté**

Par la combinaison des deux procédés les taux de dégradation importants peuvent être atteints. La matière organique est réduite par 98%, l'azote par 52% et le phosphore par 60%.

#### 3.4.4.4 Résumé

L'objectif de l'analyse des systèmes de traitement et valorisation des eaux usées en milieu rural était de comparer les systèmes traditionnels comme les latrines et les fosses septiques avec des systèmes améliorés qui sont quand même simple à mettre en place et à opérer.

En raison des connaissances limitées sur les processus de dégradation dans les latrines et leur forte dépendance aux conditions climatiques les procédés de dégradation des latrines sont difficiles à déterminer. Certaines analyses ont montré que les matières fécales sont dégradées par les procédés anaérobies et résultent dans les émissions de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et H<sub>2</sub>S et que les matières liquides s'infiltrent dans le sol, empêchent la valorisation des eaux et causent éventuellement une pollution de la nappe. En général, la réduction des microbes pathogènes et la dégradation organique ne sont pas considérés comme significatives.<sup>90</sup>

L'efficacité des fosses septiques varie également selon l'exploitation et l'entretien de la fosse et des conditions climatiques. En général, 50% de matières solides et 30 à 40 % de la demande biochimique en oxygène (DBO) peuvent être éliminés. L'élimination des germes pathogènes n'est pas importante.

Les systèmes alternatifs présentés permettent en général soit une valorisation des eaux usées ou des boues en agriculture, soit une valorisation sur les surfaces forestières grâce à l'élimination suffisante des germes pathogènes. Cependant, l'application des eaux usées épurées, de l'urine ou des boues doit être déterminé selon les besoins en nutriments des plantes à irriguer pour éviter une accumulation des nutriments dans le sol et/ou un lessivage des nutriments dans la nappe phréatique.

Le Tableau 23 résume les résultats des analyses conduites pour les systèmes de traitement et valorisation des eaux usées en milieu rural.

<sup>90</sup> Tilley, Elizabeth et al.: Compendium of Sanitation Systems and Technologies, 2008

**Tableau 23 : Analyse des systèmes pour le traitement et la valorisation des eaux usées en milieu rural**

	Stockage des eaux jaunes	Traitement des eaux grises par filtre planté	Compostage des fèces	Co-fermentation des eaux usées avec fumier	Filtre planté (avec digesteur pour prétraitement)	UASB
<b>Economie</b>						
Investissement	faible	1 moyen - élevé	1 faible	moyen	élevé	élevé
Coûts d'exploitation	faible	1 faible	1 faible	moyen	élevé	moyen-élevé
Coûts de traitement	faible	moyen	faible	moyen	élevé	moyen-élevé
<b>Répercussions environnementales</b>						
<b>Taux de dégradation</b>						
- DCO	faible	élevé	2 faible	faible	élevé	moyen
- N	faible	moyen	2 faible	faible	élevé	faible
- P	faible	moyen	2 faible	faible	élevé	faible
Emissions de CH4	pas pertinent	faible	3, 4 faible	moyen	5 élevé	5 élevé
Bilan des émissions CO2	pas pertinent	positif	négatif	positif	positif	positif
Demande en surface	faible	élevé	faible	moyen	élevé	faible
Consommation énergétique	faible	faible	faible	faible	moyen	élevé
Quantité de matières résiduelles	pas pertinent	faible	4 pas pertinent	pas pertinent	pas pertinent	faible
<b>Réduction des agents pathogènes</b>						
- Virus	élevé	faible (1 - 2 unités Log)	4 élevé	6 n.d.	faible-moyen	faible (0 - 1 unités Log)
- Bactéries	élevé	moyen / faible (0,5 - 3 unités Log)	4 élevé	6 n.d.	faible-moyen	faible (0,5 - 1,5 unités Log)
- Protozoaire	élevé	faible (0,5 - 2 unités Log)	4 élevé	6 n.d.	faible-moyen	faible (0 - 1 unités Log)
- Helminthes	élevé	moyen (1 - 3 unités Log)	4 élevé	6 n.d.	faible-moyen	faible (0,5 - 1 unités Log)
<b>Potentiel de création de valeur ajoutée</b>						
<b>Gain en ressources</b>						
- Bilan énergétique	positif	négatif	positif	positif	positif	positif
<b>Récupération des ressources (dans l'effluent/ produit)</b>						
- DCO	élevé	faible	élevé	élevé	élevé	moyen
- N	élevé	moyen	élevé	élevé	faible	élevé
- P	élevé	moyen	élevé	élevé	faible	élevé
Récupération de l'eau	pas pertinent	faible	pas pertinent	pas pertinent	faible	élevé
<b>Types d'utilisation</b>						
- Irrigation en agriculture	possible	possible	4 pas pertinent	pas pertinent	possible	non-recommandé
- Irrigation en sylviculture	possible	possible	4 pas pertinent	pas pertinent	possible	possible
- Arrosage des espaces verts	pas pertinent	non-recommandé	4 pas pertinent	pas pertinent	non-recommandé	non-possible
- Utilisation des boues d'épuration en agriculture (fertilisant)	possible	possible	possible	possible	possible	possible
- Recharge de la nappe	pas pertinent	avec post-traitement	pas pertinent	pas pertinent	avec post-traitement	avec post-traitement
<b>Technique d'irrigation</b>						
Irrigation par infiltration	approprié	peu approprié (exige filtration)	4 pas pertinent	pas pertinent	peu approprié (exige filtration)	pas pertinent (seulement prétraitement)
Irrigation goutte à goutte	approprié	peu approprié (exige filtration)	4 pas pertinent	pas pertinent	peu approprié (exige filtration)	pas pertinent (seulement prétraitement)
Irrigation par aspersion	pas pertinent	approprié (exige désinfection)	4 pas pertinent	pas pertinent	approprié (exige désinfection)	pas pertinent (seulement prétraitement)
Irrigation gravitaire/de surface	pas pertinent	approprié	4 pas pertinent	pas pertinent	approprié	pas pertinent (seulement prétraitement)

1 Construction et exploitation de l'installation par contribution propre

2 Calcul par analogie avec le filtre planté pour les eaux usées.

3 Possibilité de création des zones anaérobies résultant dans une production de méthane.

4 DWA: Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung, 2008

5 Le méthane produit est utilisé pour la valorisation énergétique.

6 Selon l'OMS après une stockage pendant deux ans le copostage atteint des taux élevés de dégradation des germes pathogènes, cf. WHO 2006: Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Vol. 4: Excreta and greywater use in agriculture, WHO, 2006

### 3.5 Réutilisation des eaux usées épurées

La politique nationale de l'eau au Maroc intègre trois facteurs importants:

- la rareté de l'eau et la décroissance du volume d'eau disponible par habitant,
- l'augmentation de la demande de cette ressource par les différents secteurs et la surexploitation ainsi que
- les menaces de pollution auxquelles elle est soumise.

Cette politique est aussi contrainte de répondre à la problématique liée aux changements climatiques.

Le créneau central qui verse dans une bonne gouvernance de l'eau réside dans l'adoption d'une Gestion Intégrée des Ressources en Eau (GIRE). C'est ainsi que le SEEE prépare le Plan National de l'Eau (PNE) et les Agences des bassins hydrauliques mettent en place le Plan Directeur d'Aménagement Intégré des Ressources en Eau (PDAIRE) qui s'appuie sur l'approche GIRE. Les éléments importants caractérisant cette approche sont: l'économie, la protection, la valorisation et la répartition inter-régions et entre les secteurs usagers des ressources en eau.

La gestion des ressources en eaux, dites conventionnelles, devra indéniablement et systématiquement considérer l'assainissement et les eaux usées non conventionnelles qui en résultent et ce pour deux raisons essentielles:

- la nécessité de tenir compte des impacts des rejets des eaux domestiques sur la qualité des eaux, et
- la possibilité de valorisation de ces eaux en tant que ressources additionnelles. Rappelons que le qualificatif « non conventionnel » n'exclut pas ces eaux du patrimoine hydraulique et devront par conséquent être intégrées dans le modèle de gestion « GIRE ».

Deux données clés caractérisent le contexte favorable à l'intégration des eaux non conventionnelles:

- le rythme soutenu de la mise en œuvre du PNA qui affiche deux objectifs clés : atteindre un taux de raccordement global au réseau d'assainissement de 80% en milieu urbain et réduire la pollution engendrée par les eaux usées d'au moins 60% à l'horizon 2020 et
- la Stratégie Nationale du secteur de l'eau qui considère, avec force, la question d'assainissement et de réutilisation des eaux usées.

Par rapport à ces aspects, cette stratégie affiche deux axes importants :

- la gestion et le développement de l'offre à travers la mobilisation des ressources non conventionnelles à hauteur d'environ 300 Mm<sup>3</sup>/an des eaux usées épurées à réutiliser<sup>91</sup>, et
- la protection des nappes souterraines et la reconstitution des stocks stratégiques à travers la réinjection des eaux usées après traitement pour les nappes côtières utilisées pour l'irrigation (100 Mm<sup>3</sup> à l'horizon 2030).

---

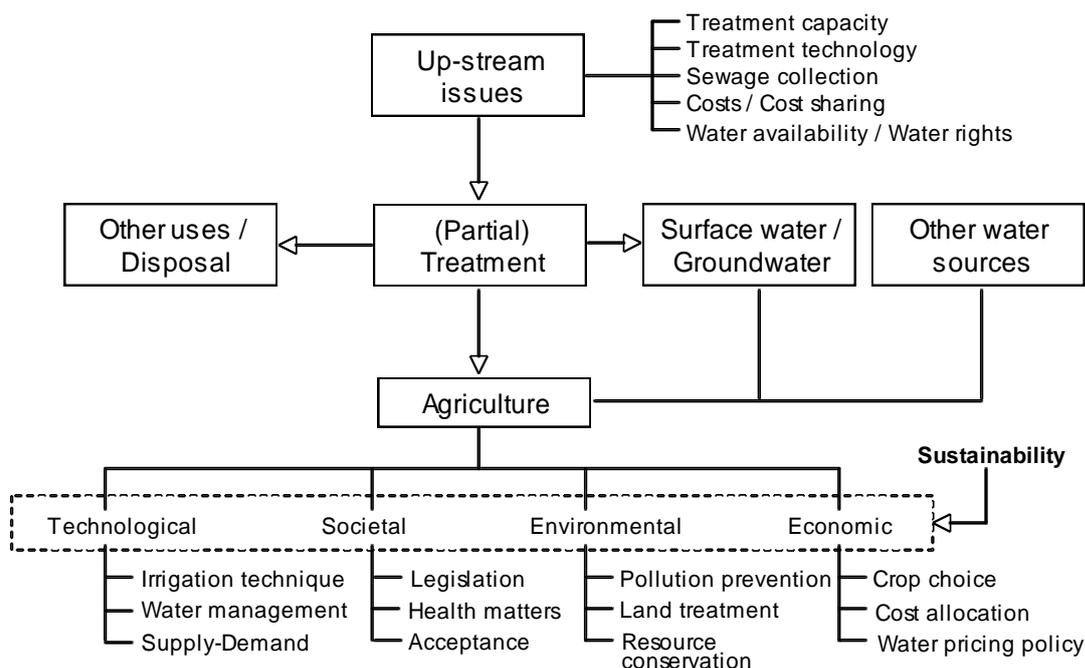
<sup>91</sup> SEEE/Département de l'Eau : Stratégie Nationale de Développement du Secteur de l'Eau, Note de synthèse, 2010

### 3.5.1 Suggestions pour l'utilisation des EUE pour l'irrigation

L'utilisation agricole des EUE est une pratique courante dans les zones arides et semi-arides (par exemple, USA, Mexique, Australie, pays de MENA, Chine).<sup>92</sup> Les principaux avantages de l'irrigation des effluents sont :

- l'approvisionnement en eau dans les régions pauvres en eau douce,
- la substitution d'engrais par la charge d'éléments nutritifs des effluents et
- le traitement des eaux usées.

Dans les égouts, l'eau est soluble et représente un moyen de transport. Dans l'agriculture, l'eau est le composant le plus important pour la croissance des plantes. En raison de sa nature liquide, elle se déplace très facilement à travers les milieux naturels. Dans les régions soumises à un rayonnement solaire intense et à une pression de vapeur élevée, l'eau s'évapore rapidement, laissant des matières de plus haute concentration dans la solution restante. Les propriétés physiques et chimiques de l'eau font de l'irrigation des effluents un système complexe comprenant plusieurs paramètres, et soumis à des interactions et des réactions multiples. Puisque la superficie irriguée actuelle représente seulement une partie cycle d'eau régional, une approche durable doit tenir compte des problèmes en aval.<sup>93</sup> La viabilité de chaque projet d'irrigation comportant les EUE est contrôlée par des facteurs techniques, socio-économiques, environnementaux et économiques (Figure 37).<sup>94</sup>



**Figure 37: Conceptual framework for sustainable use of treated sewage effluent in agriculture (after Huibers and Raschid-Sally 2005).**

Au Maroc, l'irrigation avec les EUE n'est pas encore très populaire. Ceci est principalement dû au fait que les conditions politiques, administratives et logistiques actuelles au Maroc ne permettent pas l'emploi de cette technique d'une part et d'autre part qu'il existe très peu des STEPS adéquats<sup>95</sup>. Par

<sup>92</sup> Feigin, A., I. Ravina, and J. Shalhevet: Irrigation with treated sewage effluent: Management for environmental protection, 1991

<sup>93</sup> Huibers, F.P. and J.B. Van Lie: Use of wastewater in agriculture: The water chain approach. *Irrigation and Drainage* 54, 2005

<sup>94</sup> Huibers, F.P. and L. Raschid-Sally: Design in domestic wastewater irrigation. *Irrigation and Drainage* 54, 2005

<sup>95</sup> Banque Européen d'Investissement (éd.) : Identification et élimination des goulets d'étranglement pour l'utilisation des eaux usées, 2009

contre, l'utilisation illicite des eaux usées non-traitées ou partiellement traitées dans l'agriculture au Maroc est courante. Plusieurs programmes ont été lancés pour résoudre les problèmes de pénuries d'eau et d'énergie qui sont de plus en plus présents au Maroc.<sup>96</sup> Ces programmes incluent la promotion des énergies renouvelables et le développement du recyclage des eaux usées. Cette voie choisie par la politique marocaine renforce les discussions sur la culture des plantes énergétiques avec les eaux usées traitées comme moyen d'irrigation.

Au Maroc, le système de traitement des eaux usées prédominant est le système de lagunage. En raison de l'absence de traitement tertiaire, la plupart des éléments nutritifs (surtout le nitrate-N et P) restent dans les effluents. En général, les EUE produites comprennent 99,9% d'eau et 0,1% de composés organiques et inorganiques dans un état suspendu ou dissous.<sup>97</sup> Malgré leur faible pourcentage, ces composés influencent considérablement les caractéristiques chimiques des effluents, tels que la conductivité électrique (CE), le taux d'adsorption de sodium (SAR), le pH, les concentrations de nutriments et microéléments, la matière organique dissoute et le total des matières solides suspendu.

À côté des avantages économiques pour les agriculteurs et l'atténuation de la rareté d'eau, l'application des EUE au système sol-plante offre un traitement supplémentaire d'eaux usées. Ce système agit comme filtre naturel en absorbant et en fixant des nutriments (principalement N et P). De cette façon, il fait en sorte que beaucoup moins d'éléments nutritifs ne s'échappent de l'eau et contribue ainsi à réduire la pollution des eaux de surface et des eaux souterraines.<sup>98</sup> Bien géré, l'irrigation avec les EUE est une méthode écologique de traitement des eaux usées.<sup>99</sup> Cependant, l'efficacité du traitement des eaux usées par le système sol-plante dépend de plusieurs facteurs qui doivent être pris en considération :

- la qualité microbiologique des EUE
- la constitution chimique des EUE, particulièrement les concentrations de sel et de Natrium ( $\text{Na}^+$ ), les métaux lourds et les concentrations de nitrate ( $\text{N}_3^-$ ),
- le choix des cultures agricoles et les prévisions du rendement,
- les concentrations de nutriments dans l'effluent, quantité des EUE appliquées et l'application d'engrais,
- propriétés chimiques, physiques et microbiologique du sol et
- les techniques d'irrigation.

Dans les lignes suivantes, on montrera de manière détaillée qu'il est possible d'irriguer les plantes énergétiques à l'aide des eaux usées traitées (épurées). Pour ce faire, il faudra d'abord répondre aux questions suivantes:

- Quels paramètres chimiques des eaux usées relèvent d'un intérêt particulier (d'une importance particulière) dans la production végétale ? et
- Comment se comporte l'azote c'est-à-dire quel est le bilan de l'azote dans un système dans lequel les plantes énergétiques sont irriguées avec des eaux usées traitées?

---

<sup>96</sup> MAP: Mediterranean Action Plan. Gestion de la demande en eau, progrès et politiques : Actes du 3ième atelier régional sur l'eau et le développement durable en Méditerranée, 2007

<sup>97</sup> Pescod, M.B: Wastewater treatment and use in agriculture, 1992

<sup>98</sup> Pollice et al: Tertiary filtered municipal wastewater as alternative water source in agriculture: a field investigation in Southern Italy, 2004

<sup>99</sup> Toze, S.: Reuse of effluent water-benefits and risks, 2006

## Qualité microbiologique des EUE

Le choix des cultures dépend fortement de la qualité microbienne des eaux usées, qui est influencé par la méthode de traitement. Selon les conditions de réutilisation et les groupes exposés, différents niveaux des nématodes et coliformes fécaux peuvent être tolérés.

**Tableau 24: Critères de réutilisation des EUE au Maroc<sup>100</sup>**

Catégorie	A	B	C
Conditions de réutilisation	Irrigation des cultures consommées à l'état cru, des terrains de sports et des parcs <sup>3)</sup>	Irrigation des cultures céréalières, industrielles, fourragères, cultures pastorales et arbres fruitiers	Irrigation des cultures de la catégorie B si les agriculteurs, le public et les consommateurs n'y sont pas exposés
Groupes exposés	Agriculteurs, public,	Agriculteurs	Néant
Nématodes intestinaux <sup>1)</sup>	Absence	Absence	Sans objet
Coliformes fécaux <sup>2)</sup>	≤1000 (d)	Pas de standards recommandés	Sans objet

<sup>1)</sup> Ascaris Trichus et Ankylostoma

<sup>2)</sup> Durant la période d'irrigation

<sup>3)</sup> A directive stricte (<200 CF/100 ml) est justifié pour le gazon avec lequel le public peut avoir un contact direct

Selon la méthodologie de la FAO (1998) les cultures irrigués avec les eaux usées peuvent être réparties selon leur risque de transmission de pathogènes:

1. Légumes consommés crus,
2. Légumes consommés cuits,
3. Plantes ornementales produites pour être vendus dans les serres,
4. Arbres produisant des fruits, mangés crus sans être pelés,
5. Pelouses dans des endroits d'agrément avec accès libre au public,
6. Arbres produisant des fruits que l'on mange crus après les avoir pelés,
7. Pelouses et autres arbres dans des zones d'agrément d'accès limité,
8. Cultures fourragères,
9. Arbres produisant des noix et d'autres arbres similaires,
10. Cultures industrielles ou grandes cultures

Les paramètres chimiques suivants des EUE ont une importance particulière lorsqu'il s'agit de choisir les cultures appropriées :

- Salinité
- Concentration en éléments nutritifs
- Concentration en éléments phyto-toxiques (notamment les éléments traces, Bore et Chlore)

<sup>100</sup> Soudi, B. & FAO: Guide technique de réutilisation en agriculture des eaux usées épurées et des boues des stations d'épuration, 2007

### Salinité des eaux usées épurées

La salinité est appréciée par les paramètres suivants:

- Conductivité électrique (CE, exprimée en dS/m et le résidu sec exprimé en mg/l)
- Le risque d'alcalinité sodique du sol ou SAR: Sodium Adsorption Ratio

Les concentrations de la totalité des solides dissous et la proportion du Na dans l'eau d'irrigation sont *des facteurs clés pour classer l'eau dans l'une des trois catégories suivantes : utilisable, problématique ou non utilisable* (Tableau 25). En comparaison avec la proposition de la FAO du « Irrigation and Drainage Paper 29 », dans lequel l'eau avec une valeur CE >3 dS/m est classifié comme « utilisation fortement limité/problématique », la valeur limite pour les eaux usées destinées à l'irrigation au Maroc, avec 12 dS/m est assez élevé.

L'augmentation de la salinité du sol résultant de l'irrigation avec des EUE a été largement rapportée pour les cultures agricoles et des plantations forestières.<sup>101</sup> La salinité du sol et sa sodicité peuvent avoir des effets négatifs sur la croissance des cultures (plantes) et le rendement, car ils affectent la structure du sol et la disponibilité de l'eau. Au regard du système de sol-plante, il est primordial de prendre les paramètres suivants en considération lors de l'évaluation de la qualité de l'eau pour l'irrigation:

- La salinité totale
- La réaction des cultures à la salinité
- Le danger provenant du sodium
- les problèmes de toxicité et les déséquilibres des éléments nutritifs

La salinité du sol est un stress abiotique répandu chez les plantes, surtout dans les régions arides et semi-arides.<sup>102</sup> En général, les sels accumulés dans le sol conduisent à une réduction de la consommation d'eau (absorption d'eau) par les plantes et induisent par conséquent au stress hydrique. La tolérance des différentes plantes à ce type de stress de sel (exprimé en la valeur limite de la conductivité électrique d'extrait de sol saturé, CE<sub>e</sub>) varie considérablement. La limite inférieure de la CE<sub>e</sub> d'un sol salin est fixée à 4 dS m<sup>-1</sup>. En effet, les plantes sensibles (telles que les haricots et les agrumes) sont touchées par des valeurs qui atteignent environ la moitié de cette conductivité électrique et des plantes beaucoup plus tolérantes (orge, betterave à sucre) sont affectées par des valeurs qui atteignent le double de cette CE.<sup>103</sup> Les facteurs influençant la tolérance des plantes en ce qui concerne la salinité sont l'espèce de la plante, le niveau de développement ainsi que le statut des nutriments et de l'hydraulique. Des réponses communes aux contraintes de sel sont l'inhibition de la croissance et la diminution de rendement. Ainsi, les connaissances sur la tolérance à la salinité d'une plante sont importantes surtout lorsque les EUE sont utilisées pour l'irrigation.

L'alcalinisation se réfère à une augmentation de la concentration des ions Na dans le complexe d'échange du sol cationique. Des concentrations élevées de Na échangeable impliquent un pH élevé et peuvent conduire à une désintégration de la structure du sol. La perte de stabilité des agrégats

---

<sup>101</sup> Gloaguen et al : Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent, 2007

<sup>102</sup> Kijne et al: How to manage salinity in irrigated lands: A selective review with particular reference to irrigation in developing countries, 1998

<sup>103</sup> Ayers, R.S. and D.W. Westcot: Water quality for agriculture, 1985

réduit la capacité d'infiltration et la conductivité hydraulique.<sup>104</sup>

**Tableau 25: Suggestions pour l'interprétation de la qualité de l'eau en vue de l'utilisation pour l'irrigation: Salinité et Infiltration<sup>105</sup>**

		Unité	Restriction			
			aucune	légère à modéré	sévère	
<b>Salinité</b>						
<b>EC<sub>eau</sub></b>		dS/m	<0,7	0,7-3,0	>3,0	
(ou)						
<b>TDS (Matière dissoute)</b>		mg/l	<450	450-2.000	>2.000	
<b>Infiltration</b>						
<b>SAR</b>	0-3	<b>EC<sub>eau</sub></b>	dS/m	>0,7	0,7-2,0	<0,2
	3-6			>1,2	1,2-0,3	<0,3
	6-12			>1,9	1,9-0,5	<0,5
	12-20			>2,9	2,9-1,3	<1,3
	20-40			>5,0	5,0-2,9	<2,9

Lors de l'irrigation permanente (selon les besoins) avec de l'eau saline, les sels s'accumulent dans le profil du sol à cause de l'évapotranspiration. Puisque le stress auquel les plantes sont exposées augmente proportionnellement à la teneur en sel, la salinité du sol doit être contrôlée. Le lessivage et le drainage sont des moyens appropriés pour réduire la concentration de sels dans la zone de racines. Afin de favoriser la croissance des cultures, la salinité de l'eau du sol ne doit pas dépasser le niveau de tolérance en sel propre aux plantes. La quantité d'eau supplémentaire pour ramener la salinité du sol au niveau de base est, appelée Leaching requirement (LR, besoin de lessivage).

Un exemple pour le calcul du Leaching Requirement est représenté ci-dessus.

### *Concentration en éléments nutritifs*

D'un point de vue environnemental, les concentrations N élevées (surtout nitrate-N) des effluents sont une préoccupation majeure. De nombreux auteurs ont constaté un lessivage de  $\text{NO}_3^-$  après l'irrigation avec des eaux usées.<sup>106</sup> Cela représente un risque potentiel pour la santé humaine et pour l'équilibre écologique (par exemple : l'eutrophisation des eaux de surface, contamination de la nappe).

Selon Soudi et la FAO (2007), les valeurs d'azote dans les eaux usées marocaines, purifiées sans traitement tertiaire de dénitrification, sont entre 20 et 60 mg/l.<sup>107</sup> Au Maroc, la valeur limite pour l'azote de nitrate dans les eaux d'irrigation est d'environ 30 mg/l. La connaissance de la concentration en azote dans les eaux usées, ainsi que la forme actuelle ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ , N-organique) est extrêmement importante (analyse des eaux usées régulière!). L'étendue du lessivage de l'azote dépend à la fois des concentrations de N dans le sol et de la forme prédominante de N dans l'effluent. La nitrification dans les sols se produit pendant des heures, mais les ions  $\text{NH}_4^+$  peuvent être adsorbés à l'échange complexe cationique du sol. Cela peut retarder le processus microbien et réduire les pertes N par rapport au  $\text{NO}_3^-$ , qui est lessivé plus facilement.

<sup>104</sup> Lado, M. and M. Ben-Hur: Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: a review, 2009

<sup>105</sup> Ayers, R.S. and D.W. Westcot: Water quality for agriculture, 1985

<sup>106</sup> Gloaguen et al. : Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent, 2007

<sup>107</sup> Soudi, B. & FAO: Guide technique de réutilisation en agriculture des eaux usées épurées et des boues des stations d'épuration, 2007

La concentration et la forme de l'azote dans l'effluent sont fortement influencées par le système de traitement. Ainsi, le système de lagunage produit par exemple principalement l'azote d'ammonium, alors que de l'azote nitrique est principalement produite dans le système d'infiltration percolation.<sup>108</sup> Dans le premier cas, on peut utiliser des inhibiteurs de la nitrification pour empêcher un lessivage de N, mais cela sera seulement rentable pour des cultures à haute valeur ajoutée. Dans le deuxième cas on obtient des valeurs élevées de nitrate grâce à un traitement tertiaire de dénitrification au niveau de la STEP ou grâce à une intersection (un dièdre) des eaux usées avec de l'eau douce.

**Tableau 26: Suggestions pour l'interprétation de la qualité de l'eau en vue de l'utilisation pour l'irrigation: Azote et autres<sup>109</sup>**

	Unité	Restriction		
		aucune	légère à modéré	sévère
<b>Autres</b>				
<b>Azote (NO<sub>3</sub>-N)</b>	mg/l	<5	5-30	>30
<b>Bicarbonate (HCO<sub>3</sub>)</b>				
(seulement irrigation à l'aspersion)	me/l	<1,5	1,5-8,5	>8,5
<b>pH</b>		6,5-8,4		

Pour éviter les rejets de N dans les écosystèmes aquatiques, il est fortement recommandé d'établir un bilan de masse d'azote pour protéger la nappe contre la contamination par les nitrates. L'objectif est d'atteindre une charge de nitrate dans les eaux souterraines de 50 mg/l. Il est question de ne pas aggraver la situation dans les cas où cette limite a déjà été dépassée.

Le choix des cultures influence fortement la durabilité de l'irrigation avec les EUE puisque les plantes réagissent différemment à un approvisionnement par les eaux usées. Les plantes peuvent être employées pour contrôler la perte d'azote dans le système en minimisant le lessivage.<sup>110</sup> A l'égard de N, les cultures convenables pour l'irrigation avec les EUE devraient :

- avoir des hauts besoins en eau et en N,
- avoir la bonne utilisation potentielle, et
- être commercialisable et économiquement viable.

En plus de la concentration de N, les concentrations de phosphore et de kalium doivent aussi être connues, pour permettre une gestion des cultures concordant aux bonnes pratiques. Elles sont bien moins risquées que les hautes concentrations d'azote.

**Tableau 27: Concentration de différentes matières nutritives des eaux usées urbaines au Maroc<sup>111</sup>**

Nutriment	Concentration [mg/l]	Remarque
N	20-60	L'évaluation des nutriments dans les EUE doit être conjointe à l'analyse de sol pour le conseil de fumure
P	6-15 (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 25-70)	
K	10-30 (K <sub>2</sub> O: 12-36)	
Micronutriments	généralement suffisantes	Bore: Risque de phyto-toxicité

<sup>108</sup> Soudi, B. & FAO: Guide technique de réutilisation en agriculture des eaux usées épurées et des boues des stations d'épuration, 2007

<sup>109</sup> Ayers, R.S. and D.W. Westcot: Water quality for agriculture, 1985

<sup>110</sup> Barton et al.: Land Application of domestic effluent onto four soil types: Plant uptake and nutrient leaching, 2005

<sup>111</sup> Soudi, B. & FAO: Guide technique de réutilisation en agriculture des eaux usées épurées et des boues des stations d'épuration, 2007

Concentration en éléments phyto-toxiques (éléments traces métalliques, Bore et Chlore)

En général, on suppose que les teneurs en métal lourd dans les eaux usées domestiques non mélangées aux eaux industrielles sont négligeables. Lorsqu'il y a des grandes quantités, ils se retrouvent concentrés dans les boues résiduelles par décantation. Plus particulièrement, en zones arides et semi-arides, les éléments bore et chlore peuvent constituer un grand problème à cause des effets phyto-toxiques.

**Tableau 28: Lignes directrices pour l'interprétation de la qualité de l'eau à des fins d'irrigation: Toxicité spécifique<sup>112</sup>**

	Unité	Restriction		
		aucune	légère à modéré	sévère
<b>Toxicité spécifique</b>				
<b>Sodium (Na)</b>				
irrigation gravitaire	SAR	<3	3-9	>9
irrigation à l'aspersion	me/l	<3	>3	
<b>Chlore (Cl)</b>				
irrigation gravitaire	me/l	<4	4-10	>10
irrigation à l'aspersion	me/l	<3	>3	
<b>Bore (B)</b>				
	mg/l	<0,7	0,7-3,0	>3,0

Cultures énergétiques avec l'irrigation des eaux usées : calcul des éléments nutritifs et bilan de masse

Afin de permettre une gestion durable des éléments nutritifs, on doit tenir compte des différentes sources de nutriments dans le système de culture:

- teneur initiale des nutriments dans le sol („fertilité naturelle »)
- fourniture des nutriments par le sol pendant la période de végétation
- besoin de la culture pour un rendement optimale économique
- apports des nutriments par les EUE selon les besoins en eau de la culture
- efficience d'utilisation des nutriments en relation avec celle de l'eau (dépendant du système d'irrigation)

Dans ce qui suit sera présentée la méthode de calcul des quantités d'éléments nutritifs mobilisables par les cultures :

**Tableau 29: Composition des EUE (lagunage)<sup>113</sup>**

Paramètre	Valeur
pH	8,3
CE [dS/m]	2,6
NTK [mg/l]	35
N-NH <sub>4</sub> [mg/l]	20
N-NO <sub>3</sub> [mg/l]	1,4
P-PO <sub>4</sub> [mg/l]	12,5
P <sub>t</sub> [mg/l]	48,5

Comme culture à irriguer, le Jatropha, avec une demande annuelle en eau d'environ 768 mm (7.680 m<sup>3</sup>) par hectare, a été choisi. Une production de biomasse de 5 t/ha est appliquée (bois, feuilles,

<sup>112</sup> Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes, and M. Smith: Crop evapotranspiration, 1998

<sup>113</sup> Soudi, B. & FAO: Guide technique de réutilisation en agriculture des eaux usées épurées et des boues des stations d'épuration, 2007

fruits). Les quantités de nutriment, qui sont fixés dans la biomasse ainsi que l'alimentation en nutriment par le sol et les EUE sont présentés dans le Tableau 30. En général l'apport en nutriments dépasse les besoins de la plante ce qui représente une source potentielle de perte des nutriments à travers le système, chose qui doit être prise en considération pour une gestion adéquate.

**Tableau 30: Bilan des éléments nutritifs : besoin de Jatropha (5 t de biomasse par hectare), les apports par 768 m<sup>3</sup> des EUE et la fourniture dans le sol**

	Besoin (minimum) [kg/ha]	Fourniture du sol [kg/ha] <sup>1)</sup>	Apport par les EUE [kg/ha]	Total [kg/ha]
N	144	100	285	241
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> <sup>2)</sup>	17	21	257	261
K <sub>2</sub> O <sup>3)</sup>	126	96	-	-30

<sup>1)</sup> N: N<sub>min initial</sub> et N<sub>min</sub> provenant de la minéralisation d'azote organique natif du sol

P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: P assimilable, K<sub>2</sub>O: K sous forme de potassium échangeable

<sup>2)</sup> Facteur de conversion P en P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (unité fertilisante conventionnelle): 2,29

<sup>3)</sup> Facteur de conversion K en K<sub>2</sub>O (unité fertilisante conventionnelle): 1,2

### Besoin en eau

Les besoins en eau du système de production sont composés de différents groupes : les exigences en matière d'irrigation brute (= besoin direct en eau des plantes + exigence de lixiviation (« leaching »), en prenant en compte le type d'irrigation et la couverture du sol) et des précipitations efficaces.

Avec une qualité d'eau donnée, la quantité de matières à utiliser (la quantité de l'input de matières) est déterminée par la profondeur de l'application de l'eau et le temps d'application. Cela dépend des besoins en eau des différentes cultures. Ils varient selon le stade de développement des plantes, le climat et les conditions du site.<sup>114</sup> En général, sous des conditions standards, c'est-à-dire un approvisionnement optimal en eau, on calcule les besoins en eau des plantes en utilisant l'approche de coefficient des cultures.

Les besoins en eau des cultures dans les conditions climatiques respectives peuvent être calculés selon le Irrigation and Drainage Paper 56 de la FAO.<sup>115</sup> En appliquant l'équation de la FAO Penman-Monteith, on calcule tout d'abord la référence évapotranspiration, une plante de référence sous les conditions climatiques locales (ET<sub>0</sub>). ET<sub>0</sub> représente les besoins en eau d'une végétation hypothétique avec des propriétés définies (une hauteur présumée de 0,12 m, une rugosité de surface de 70 m<sup>-1</sup> et d'un albédo de 0,23) sous les conditions désirées optimales (conditions standards). Pour reproduire les besoins en eau des plantes telles que la luzerne, le Jatropha ou le bambou, on doit multiplier ET<sub>0</sub> avec un coefficient typique aux plantes (K<sub>c</sub>). K<sub>c</sub> est déterminé par des facteurs tels que la résistance de la transpiration, la hauteur désirée, la rugosité de surface, la réflexion, la couverture du sol et la profondeur des racines (Equ. 1).<sup>116</sup>

$$ET_c = K_c * ET_0 \quad \text{Equ. 1}$$

dans laquelle ET<sub>c</sub> Evapotranspiration d'une culture [mm], ,

<sup>114</sup> Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes, and M. Smith: Crop evapotranspiration, 1998

<sup>115</sup> Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes, and M. Smith: Crop evapotranspiration, 1998

<sup>116</sup> Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes, and M. Smith: Crop evapotranspiration, 1998

$K_c$  Coefficient d'une culture,  
 $ET_0$  Evapotranspiration de référence [mm].

Lors de la période de végétation,  $K_c$  se modifie avec les propriétés des plantes. C'est pour cette raison que la période de croissance comprend différents stades de croissance avec des longueurs définies et des  $K_c$  appropriés (initial, développement, en milieu de saison et récolte). Les exemples pour les coefficients de culture pour les plantes Eucalyptus, Jatropha et Lucerne, qui seront appliqués dans le cadre de l'exemple de la production de biomasse avec les EUE dans les esquisses de projet sont présentés dans le Tableau 31.

Pour calculer l' $ET_c$ , on peut utiliser le logiciel gratuit CROPWAT en relation avec la base de données climatique CLIMWAT, qui contient également 13 sites au Maroc. Le téléchargement des deux programmes est gratuit et peut être effectué sur le site de la FAO.<sup>117</sup>

**Tableau 31: Coefficients de cultures des plantes potentielles pour la production de biomasse avec les eaux usées traitées**

Culture	Kc par moyen par mois											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>Bambou</i>	1,1	1,1	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,1	1	1	1
<i>Eucalyptus</i>	1,1	1,1	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,1	1	1	1
<i>Jatropha</i>	0,2	0,6	0,8	1	1,2	1	0,8	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2
<i>Lucerne</i>	0,5	0,6	0,7	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	1	0,8	0,7
<i>Palmier dattier</i>	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	1	1	1	1	1	1	0,9

### Leaching fraction

On appelle fraction de lessivage (LF) le rapport entre le volume DW d'eau qui draine à la base du profil racinaire et le volume d'eau apporté par les pluies ou l'irrigation AW (Equ. 3).<sup>118</sup>

$$LF = \frac{DW}{AW} \quad \text{Equ. 3}$$

Ou

LF	Fraction de lessivage,
DW	Eau drainée [mm]
AW	Eau apportée par précipitation ou irrigation [mm]

La quantité d'eau d'irrigation nécessaire pour générer une certaine LF se laisse calculer comme suit (Equ. 4) : <sup>119</sup>

$$AW = \frac{ET_c}{1 - LF} \quad \text{Equ. 4}$$

Ou

AW	Eau apportée par précipitation ou irrigation [mm]
$ET_c$	Evapotranspiration d'une culture [mm]
LF	Fraction de lessivage

<sup>117</sup> FAO CROPWAT: [http://www.fao.org/nr/water/infores\\_databases\\_cropwat.html](http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html), FAO CLIMWAT: [http://www.fao.org/nr/water/infores\\_databases\\_climwat.html](http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_climwat.html)

<sup>118</sup> Ayers, R.S. and D.W. Westcot: Water quality for agriculture, 1985

<sup>119</sup> Ayers, R.S. and D.W. Westcot: Water quality for agriculture, 1985

Lorsqu'on connaît la tolérance en sel d'une plante, on peut calculer les exigences de lessivage (LR) en tenant compte de la salinité de l'eau d'irrigation ( $EC_w$ ) et des valeurs limites de la salinité du sol (Equ. 5):<sup>120</sup>

$$LR = \frac{EC_w}{EC_{e \max}} \quad \text{Equ. 5}$$

ou	LR	Besoin de lessivage [mm]
	$EC_w$	Conductivité de l'eau d'irrigation [ $dS \ m^{-1}$ ]
	$EC_{e \max}$	Conductivité électrique moyenne de l'extrait de pâte saturée [ $dS \ m^{-1}$ ]

### Besoins d'irrigation bruts (IRg)

À l'aide de l'équation suivante, on peut calculer les besoins d'irrigation bruts:<sup>121</sup>

$$IRg = ((ET_c - P_e)K_r + LR) / E_a \quad \text{Equ. 2}$$

dans laquelle	IRg	Besoin de lessivage brut [mm]
	$ET_c$	Evaporation moyenne d'une culture [mm]
	$P_e$	Pluie efficace [mm]
	$K_r$	Facteur de réduction de la couverture végétale (=couverture du sol/0.85)
	LR	Besoin de lessivage [mm]
	$E_a$	Efficacité de l'irrigation

La couverture du sol a été calculée avec 0,8 (une valeur commune pour les cultures arboricoles). L'efficacité d'irrigation est de 0,8, ce qui est une valeur commune pour l'irrigation localisée.<sup>122</sup>

### Répercussions de l'irrigation sur les caractéristiques du sol

L'irrigation avec les EUE a des répercussions sur les caractéristiques microbiologiques, chimiques et physiques du sol. L'ampleur de ces changements est soumise aux conditions locales telles que le type du sol, des cultures et de climat. Les autres paramètres importants sont la disponibilité générale d'eau douce, la qualité des EUE et le plan d'irrigation. Selon les conditions environnementales et le système de culture, des répercussions importantes sur la qualité des sols peuvent avoir lieu<sup>123</sup> ou pas<sup>124</sup>.

Au Maroc, les sols sont principalement très peu développés. Les caractéristiques tels qu'une faible profondeur, une couverture en pierre et un taux élevé en pierre sont prononcés. En plus, les sols sont caractérisés par une faible teneur en matière organique. Le paillage est très difficile à cause de la végétation peu abondante due au climat aride. À cause de leur manque en matières organiques les

<sup>120</sup> Ayers, R.S. and D.W. Westcot: Water quality for agriculture, 1985

<sup>121</sup> Phocaides, A.: Technical handbook on pressurized irrigation techniques, 2000

<sup>122</sup> Abou Kheira, A.A. and N.M.M. Atta: Response of *Jatropha curcas* L. to water deficit: yield, water use efficiency and oilseed characteristics, 2008

<sup>123</sup> Tabatabaei et Najafi 2009

<sup>124</sup> Wang et al. 2003

sols marocains connaissent des carences en matière de rétention d'eau, de la sorption des nutriments, de la capacité d'échange cationique et de la capacité de mémoire tampon des sols.

Le territoire sur lequel ces sols dominent s'étend du nord-est du Maroc jusqu'en Algérie en passant par le Sahara occidental. Les sols désertiques sélénites, glaiseux et calcaires constituent environ 80 % de la surface totale du Maroc.<sup>125</sup> Ces sols sont très fertiles lorsqu'ils sont suffisamment irrigués, le risque de salinisation est cependant très élevé.

Dans les zones hautes les sols sont évolués différemment (selon les substrats et le relief). Le substrat est la plupart du temps calcaire dans ces régions. Dans les régions de la chaîne de l'Atlas, il y a des sols très peu calcaires (calcisols et sclérotic calcisols, c'est-à-dire des sols de carbonate avec une forte proportion de squelette). En plus les calcaric regosols ou chromic leptosols qui sont très peu profonds dominent dans ces zones. Le profil des sols situés plus au sud est fortement caractérisé par l'encroûtement et l'alcalisation. Un enrichissement de substances salines a lieu sur ces sols grâce à des taux élevés d'évaporation. On observe également très souvent des croûtes calcaires.<sup>126</sup> Les régions côtières et noues (régions de prairie ou de plaine alluviale), dans lesquelles les Fluvisols dominent, les taux de calcium sont moins élevés à cause des affouillements et des délocalisations d'argile.

Du Sud vers le nord-est, la diversité des types de sols augmente à partir de la région de Souss-Massa-Draa. Aux alentours d'Agadir, les sols ont une teneur en argile élevée. Ceux-ci ont un pH neutre, jusqu'à légèrement élevé. Ils sont également plus profonds et fréquemment fertiles. Dans le domaine agricole les sols sont caractérisés par une bonne maniabilité, aération, et une excellente infiltration. Dans les régions situées plus au nord Marrakech-Tensift-El Haouz Gharb Charda Beni Hssen und Taza Al Hoteima-Taounate ces types de sols dominent.

Dans les régions de Casablanca et Rabat-Salé Zemmour-Zaër, on trouve surtout des tapis forestiers bien développés avec des couches d'argile légèrement jusqu'à modérément acides. Ils sont très fertiles et équipés de formes d'humus favorables. Dans la région de Rabat-Salé Zemmour-Zaër, les sols sont souvent jeunes et ont des profils verticaux faiblement prononcés. Ces sols sont utilisés à des fins sylvicoles (sont utilisés de manière sylvicole) puisqu'ils se trouvent généralement dans les estuaires des grandes rivières (sols peu évolués d'apport), mais surtout sur des pentes abruptes (érosion). Le pH et la fertilité varient considérablement. Ces types de sols sont aussi fortement répandus dans les régions Doukalla-Abda et Taza Al Hoceima-Taounate et dans la partie nord de la région Oriental.

### Matériel et Méthodes

Afin de déduire les bilans des substances nutritives dans le cadre de l'irrigation par le biais des eaux usées, trois cultures ont été choisies. Il s'agit notamment de la tomate, du bambou et du jatropha.

---

<sup>125</sup> Carte des sols du Maroc, Bureau du cadastre

<sup>126</sup> Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und Modellierung der Bodenwasserflüsse entlang eines Höhen- und Ariditätsgradienten (SE Marokko), Benedikt Weber, 2004

### Choix des cultures

Au Maroc, la tomate est actuellement cultivée avec succès si bien que pour elle, il existe suffisamment de débouchés aussi bien sur les marchés nationaux que sur les marchés internationaux.

En plus de cette culture du secteur alimentaire, deux cultures avec des multiples possibilités d'utilisation énergétique et matérielle ont été choisies.

Le choix de la sorte de bambou *Phyllostachys pubescens* se base sur les résultats d'un examen exhaustif de recherches bibliographiques sur le sujet bambou. Notre choix s'est porté sur cette plante car elle avise une croissance rapide autrement dit une forte croissance annuelle de la biomasse, une haute capacité d'absorption des substances nutritives et une bonne tolérance aux températures élevées.<sup>127,128</sup>

Contrairement au bambou, le jatropha est un oléagineux et fournit en outre de nombreuses substances secondaires qui sont d'intérêt chimique ou pharmacologique.

### Qualité des EUE

Les valeurs concernant la concentration en substances nutritives dans les EUE proviennent d'une étude de l'organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture intitulée „Wastewater treatment and use in agriculture“<sup>129</sup>. Selon leur origine et leur méthode de traitement, les concentrations en substances nutritives des eaux usées ont été classifiées en trois catégories (élevée, moyenne, faible) (voir Tableau 32).

**Tableau 32 : Catégories d'eau usée**<sup>130</sup>

Catégorie d'eau usée					
haut		médium		bas	
P	N	P	N	P	N
[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
20	85	10	40	6	20

Le calcul des besoins des plantes en substances nutritives se fait en supposant que les substances nutritives en [kg/ha] contenues dans la biomasse végétale [t/ha] représentent les besoins minimum de chaque culture.

Pour la tomate (fruit: 200 kg N/ha, 52 kg P/ha)<sup>131</sup> et le Jatropha (biomasse: 29-287 kg N/ha, 3-35 kg P/ha; seulement fruit: 9-86 kg N/ha, 2-24 kg P/ha)<sup>132</sup> les valeurs étaient disponibles pour ces fins.

<sup>127</sup> Kleinhenz, V., Midmore, B.: How to manage Bamboo growth, 2009 & Growth and development of Bamboo, 2001, Aspects of Bamboo Agronomy, 2000

<sup>128</sup> El Bassam, N.: Handbook of Bioenergy Crops, 2011

<sup>129</sup> Pescod, M. B. Wastewater treatment and use in agriculture, 1992

<sup>130</sup> Pescod, M.B.: Wastewater treatment and use in agriculture, 1992

Le bambou, pour qui aucune information (à titre de valeurs) exacte n'était disponible, il fallait calculer les besoins en substances nutritives comme suit: Les quantités d'engrais généralement recommandées<sup>133</sup> (100 kg N/ha, 50 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha) ont été prises pour base pour un rendement moyen<sup>134</sup> (7,5 t MS/ha). Puisque les quantités d'engrais ne se rapportent pas à la production de bois mais à celle des pousses, et la teneur en substances nutritives dans les pousses est plus élevée que dans le bois, les quantités d'engrais ont encore été réduites à environ 30%. Sur la base de cette valeur, la teneur en substances nutritives pour le niveau de rendement approprié a été calculée ((teneur en substances nutritives moyenne/rendement moyen) \* rendement de biomasse)).

### Besoin en eaux des cultures

Dans des conditions climatiques moyennes marocaines, les besoins en eau pour la tomate s'élèvent à environ 500 mm/ha/an<sup>135</sup> et pour le Jatropha environ 740 mm/ha/an<sup>136</sup>. On estime que le bambou a des besoins en eau d'à peu près 800 mm/ha/an<sup>137</sup>. Il convient de noter que dans ce cas il s'agit d'une irrigation localisée efficace (avec une efficacité d'irrigation d'environ 90%), ce qui réduit considérablement les besoins en eau par rapport à l'eau apportée par la pluie.

Le montant de la production de biomasse se rapporte en ce qui concerne la tomate seulement au rendement en fruits, et pas à la totalité de la biomasse située au-dessus du sol.<sup>138</sup> En ce qui concerne les données sur le rendement, ainsi que les quantités en substances nutritives nécessaires il s'agit aussi tout comme pour les cultures de bambou et de Jatropha, de valeurs moyennes.

L'apport de substances nutritives lors de l'approvisionnement en eau (= volume d'irrigation optimal) par les eaux usées en fonction des besoins, se déduit comme suit : La concentration en éléments nutritifs des eaux usées \* efficacité d'utilisation d'azote \* Quantité optimale de précipitations.

Exemple: Catégorie des eaux usées : élevée, élément nutritif N, bambou

L'efficacité de l'utilisation d'azote (environ 25 %) ainsi que l'efficacité de l'utilisation de phosphate avec environ 50 % proviennent de la documentation marocaine spécialisée.<sup>139, 140</sup> Le calcul des quantités d'éléments nutritifs (accumulés) existantes a été fait en additionnant les réserves de substances nutritives dans le sol aux éléments nutritifs provenant des eaux usées et calculés au préalable en fonction des besoins d'irrigation.<sup>141</sup>

---

<sup>131</sup> Badr, M. A., Abou Hussein, S. D., El-Tohmay W. A., Gruda N.: Nährstoffaufnahme und Ertrag von Tomaten bei unterschiedlichen Düngungsanwendungsmethoden und Bewässerungsdüngungsstufen in Trockengebieten, 2010

<sup>132</sup> Sutterer, N.: Master Thesis, Jatropha cultivation using treated sewage effluent: Water requirements and environmental risks (a case of Southern Morocco), 2010

<sup>133</sup> El Bassam, N.: Handbook of Bioenergy Crops, 2011

<sup>134</sup> El Bassam, N.: Handbook of Bioenergy Crops, 2011

<sup>135</sup> Soudi, B., D. Xanthoulis [Guide technique de réutilisation en agriculture des eaux usées épurées et des boues des stations d'épuration, 2007]

<sup>136</sup> El Bassam, N. [Handbook of Bioenergy Crops, 2011]

<sup>137</sup> How to manage Bamboo growth, Kleinhenz & Midmore 2009

<sup>138</sup> Badr, M. A., Abou Hussein, S. D., El-Tohmay W. A., Gruda N. [Nährstoffaufnahme und Ertrag von Tomaten bei unterschiedlichen Düngungsanwendungsmethoden und Bewässerungsdüngungsstufen in Trockengebieten, 2010]

<sup>139</sup> Soudi, B., D. Xanthoulis : Guide technique de réutilisation en agriculture des eaux usées épurées et des boues des stations d'épuration, 2007

<sup>140</sup> L'efficacité d'utilisation est un coefficient indiquant quel taux des nutriments est vraiment consommé par une plante. Ce coefficient varie et est influencé par des facteurs multiples.

<sup>141</sup> Soudi, B., D. Xanthoulis : Guide technique de réutilisation en agriculture des eaux usées épurées et des boues des stations d'épuration, 2007

Le calcul des terres cultivables (en hectares) qui pourraient être alimentés avec des substances nutritives a été effectué en fonction d'une quantité et d'une qualité d'eaux usées bien déterminées. Les besoins réels en eau des plantes et des substances nutritives provenant du sol n'ont pas été pris en considération. Les valeurs ont été calculées comme suit:

(Volume des eaux usées en [l/a] \* substances nutritives des eaux usées [kg/l]) / besoin en substances nutritives du bambou [ha/a] = superficie maximale qui pourrait être fertilisée [ha]

Exemple: Volume des eaux usées : 1.000.000 m<sup>3</sup>/a, catégorie des eaux usées : moyen, substances nutritives: N, type de culture: bambou

$((1.000.000 * 1.000) [l/ha/a] * (40/1.000.000) [kg/l]) / 70 [kg/ha/a] = 571 [ha]$

Le tableau suivant montre les résultats des calculs pour l'exemple des eaux usées de la catégorie moyenne (voir Tableau 32) et d'une quantité d'eaux usées de 1.000.000 m<sup>3</sup>/a.

**Tableau 33 : Quantité d'hectares fertilisé et irrigués par une quantité d'eau de 1.000.000 m<sup>3</sup>/a avec différentes charges en nutriments dans les EUE pour différents cultures**

Culture	Scénario	Production de biomasse	Nutriments biomasse		Surface à irriguer selon les charges en nutriments dans les EUE					
			N	P	faible charge		moyen charge		charge élevé	
					N	P	N	P	N	P
[t TM/ha/a]	[kg/ha]	[ha]		[ha]		[ha]				
Bambou	min	5	70	17	286	344	571	573	1.214	1.145
Bambou	max	10	120	28	167	211	333	352	708	705
Tomate Fruit		60	200	52	100	115	200	192	425	385
Jatropha	min	1	29	3	690	2.000	1.379	3.333	2.931	6.667
Jatropha	max	10	287	35	70	171	139	286	296	571
Jatropha Fruit	min	1	9	2	2.222	3.000	4.444	5.000	9.444	10.000
Jatropha Fruit	max	5	86	24	233	250	465	417	465	833

Les résultats montrent clairement que la surface à fournir avec les matières nutritives varie énormément selon la production de biomasse visée et selon les charges en nutriments dans les eaux usées épurées.

Un autre calcul analyse la contribution potentielle des nutriments contenus dans les eaux usées épurées à la consommation en nutriments des différentes cultures si on applique les volumes recommandés en eau d'irrigation.

Le Tableau 34 montre les besoins en eau de chaque culture, la quantité de nutriments qui s'accumule dans les cultures ainsi que les quantités en nutriments apportés par les eaux usées épurées de différents procédés d'épuration. Les taux de contribution des nutriments apportés par les EUE indiquent que les eaux usées épurées apportent des quantités en nutriments qui dépassent largement la consommation des cultures. C'est-à-dire que par le développement et l'application d'une gestion durable de l'irrigation, les quantités en eaux usées épurées utilisées pour l'irrigation doivent être adaptés en fonction de la consommation en nutriments des cultures afin d'éviter la perte et le lessivage des nutriments. Une gestion durable de l'irrigation pourrait par exemple prévoir la dilution des eaux usées épurées avec les eaux d'irrigation conventionnelles ce qui permettra

l'augmentation des surfaces à irriguer avec les eaux usées épurées. Dans le cadre d'une gestion durable de l'irrigation il faut Bien sûr toujours tenir compte des aspects d'hygiène.

**Tableau 34 : Contribution des nutriments contenus dans les eaux usées épurées à la consommation en nutriments de différentes cultures**

Culture	Scénario Biomasse	Besoins en eau	Prod. biomasse	Charges moyennes des eaux usées épurées selon les différents types de traitement																							
				Nutriments biomasse				Traitement anaérobie (UASB)				Filtre planté				Boues activées				Lagunage naturel				Lagunage aéré			
				N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
				[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]	[kg/ha]
Bambou	min	8.000	5	70	17	771	115	1.102	659	526	70	752	402	163	12	233	70	449	88	642	502	253	42	361	241		
Bambou	max	12.000	10	120	28	1.157	173	964	608	789	105	658	371	245	18	204	65	674	131	562	463	379	63	316	223		
Tomate Fruit		5.000	60	200	52	482	72	241	138	329	44	164	84	102	8	51	15	281	55	140	105	158	26	79	51		
Jatropha	min	7.400	1	29	3	713	106	2.459	3.550	487	65	1.679	2.164	151	11	521	378	416	81	1.434	2.702	234	39	806	1.298		
Jatropha	max	9.400	10	287	35	906	135	316	386	618	82	215	236	192	14	67	41	528	103	184	294	297	49	103	141		
Jatropha Fruit	min	7.400	1	9	2	713	106	7.925	5.325	487	65	5.409	3.246	151	11	1.678	566	416	81	4.619	4.053	234	39	2.596	1.947		
Jatropha Fruit	max	9.400	5	86	24	906	135	1.054	564	618	82	719	344	192	14	223	60	528	103	614	429	297	49	345	206		

### 3.5.2 Conditions et « suppositions » de réussite des projets de réutilisation au Maroc

Au moins trois conditions importantes et urgentes méritent d'être remplies pour garantir la réussite et la viabilité des projets de réutilisation des eaux usées épurées :

- Mettre en place un dispositif institutionnel permettant de promouvoir les projets de réutilisation et de débloquer ceux en cours de mise en œuvre ; ce dispositif devra tout simplement instituer les deux points suivants:
  - Prendre en charge le traitement complémentaire pour avoir une eau épurée pouvant être réutilisée; les contributions sont à chercher au niveau du Département de l'Agriculture (DRA), des ABH (protection et économie de l'eau) et des usagers. Il serait difficile d'envisager la vente de l'eau épurée et particulièrement dans des zones où les eaux de surface (barrages) sont concurrentielles. Seuls des frais d'adduction ou de distribution peuvent être partiellement pris en charge par les usagers; et
  - Comme les normes des eaux destinées à l'irrigation considèrent des paramètres supplémentaires par rapport à ceux faisant partie du dispositif de suivi effectués par les opérateurs exploitant les STEPs et que les protocoles de suivi et notamment les fréquences, sont différentes et contraignantes, il serait nécessaire à ce qu'une entité (commune, direction régionale de l'agriculture, etc.) prenne en charge ces analyses et ce suivi en faisant appel à un laboratoire accrédité pour ce type d'activités.
- Trouver une issue à l'écart entre les normes de rejet dans le milieu récepteur et les normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation (cf. Arrêté conjoint du ministre de l'équipement et du ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n° 1276-01 du 10 châabane 1423 (17 octobre 2002)) ces normes sont sévèrement strictes en ce qui concerne le paramètre des nématodes intestinaux ou œufs d'helminthe : «Absence dans 1 litre» ce qui est nettement plus contraignant que celle recommandée par l'OMS qui est «<1 dans 1 litre». Si cette norme pouvait être atteinte par des procédés de lagunages, elle l'est difficilement par les autres procédés intensifs classiques.
- Achever le cadre réglementaire par la définition des conditions de réutilisation des eaux usées épurées et par les dispositifs de suivi de la qualité des sols, des eaux souterraines et de surface et des produits agricoles.
- Assurer un encadrement régulier des usagers pour la protection sanitaire et pour l'adoption de bonnes pratiques de réutilisation des eaux usées.

## 3.6 Traitement et valorisation des boues d'épuration

La valorisation des boues d'épuration peut se faire par leur épandage sur les sols agricoles dans le but de les fertiliser ainsi les substances nutritives présentes dans la boue bouclent leur cycle naturel. Toutefois cette boue doit remplir des exigences hygiéniques et doit présenter une bonne qualité concernant certains paramètres.

Ainsi le traitement des boues permet de les préparer en fonction de leur usage ultérieur par des processus de stabilisation et d'hygiénisation tout en tenant compte des autres possibilités techniques et des conditions cadres juridiques de sorte à ce que ces boues puissent être valorisées sans être endommagées et sans présenter de risque au niveau écologique global..

Les processus de stabilisation et d'hygiénisation, seront décrits de plus près au Chapitre 3.6.1, sont disponibles.

La quantité et la qualité des boues produites dépendent en premier lieu de la qualité initiale des eaux usées. Il est tout à fait important de contrôler la qualité des EU en évitant l'introduction excessive de substances nocives comme les eaux usées industrielles (surveillance de déversement unique indirecte).

La boue stabilisée présente souvent une part très élevée en eaux (> 97 %), ce qui augmente son volume et nécessite en revanche une grande activité de transport. Si la boue d'épuration n'est pas valorisée dans l'environnement direct elle nécessite un transport en camion-citerne sur de longs trajets, il est en général judicieux de retirer l'eau de la boue d'épuration par un procédé d'épaississement ou de déshydratation et de réduire ainsi considérablement la quantité de boue d'épuration. On retournera sur ces aspects au Chapitre 3.6.3.

### 3.6.1 Procédé de stabilisation

La stabilisation de la boue correspond à la réduction des matières organiques, potentiellement à l'origine des odeurs. Plus simplement cela signifie que la boue doit être transformée dans un état dans lequel elle n'a plus tendance à des réactions de décomposition supplémentaires après l'éclusage hors du processus d'épuration et ne répande pas d'odeurs désagréables. Le procédé de stabilisation anaérobie souvent engagé sera décrit plus en détail au chapitre 3.6.2. Par ailleurs il existe un certain nombre d'autres procédés de stabilisation de la boue qui seront présentés brièvement dans ce qui suit.

#### 3.6.1.1 Stabilisation aérobie simultanée de la boue

Lors de la stabilisation aérobie simultanée de la boue, la stabilisation ainsi que la purification biologique des eaux usées s'effectuent sous l'apport d'air en même temps au cours d'un seul procédé et dans le même bassin. Ainsi une partie des substances organiques décomposables sera oxydée par les microorganismes aérobies en produits inorganiques finaux  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_3$ , et autres.

La quantité d'énergie de base nécessitée par les microorganismes est mise à disposition par l'offre en substances nutritives dans la boue. Quand cette réserve est épuisée, les microorganismes utilisent tout d'abord leurs propres réserves emmagasinées puis finalement leurs substrat endogènes propres. Lors de la stabilisation aérobie, l'offre en substances nutritives est maintenue à un niveau aussi faible que possible par le réglage d'une charge de boue  $DBO_5$  très faible pour les microorganismes de sorte que ceux-ci oxydent les substances organiques décomposables essentiellement par le biais du métabolisme énergétique. Les microorganismes ne contiennent plus aucune substance en réserve, ce qui permet un entreposage final.

Les coûts de construction d'une unité de stabilisation aérobie simultanée sont souvent moins chers que la construction d'une installation de digestion. En raison de sa consommation en courant relativement élevée pour l'aération du bassin, ce procédé n'est en général utilisé que sur des stations d'épuration petites et de taille moyenne.

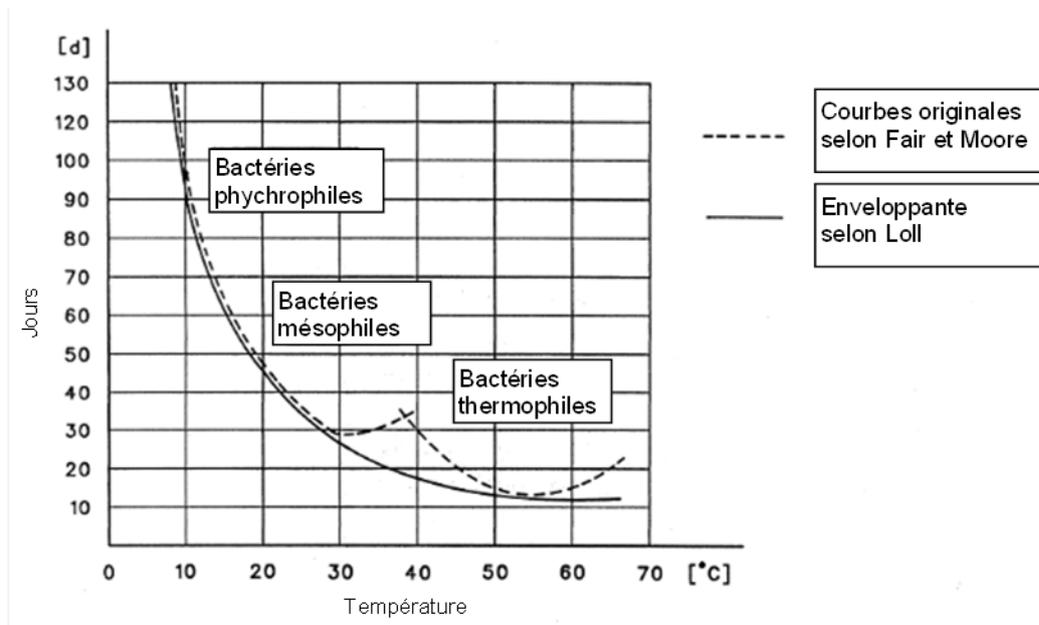
### **3.6.1.2 Stabilisation aérobie thermophile de la boue**

La stabilisation aérobie thermophile s'effectue séparément de la purification des eaux usées. La boue brute produite est ici aussi stabilisée sous l'apport d'air ou d'oxygène par des processus de métabolismes et de décomposition microbiens. Les processus de mise en œuvre exothermes en cours entraînent un auto-réchauffement de la boue. En contrôlant des paramètres précis (température et durée de séjour de la boue dans le réacteur), en plus de la stabilisation, une hygiénisation de la boue d'épuration peut ainsi être garantie.

Le procédé de la stabilisation aérobie thermophile est déjà connu depuis la fin des années 1960 (Manuel ATV, 1996). Loll (1974) et Strauch (1986) ont analysé lors de vastes travaux de recherche aussi bien sur les possibilités d'optimisation de l'ingénierie de la stabilisation que sur l'effet du processus aérobie thermophile sur l'hygiénisation. Dans l'objectif de la décontamination, une température minimale de 55 °C (valeur pH ~ 8) doit être maintenue durant une période de 48 heures au moins ou de 60 °C durant une période de 24 heures (valeur pH > 8) pendant le processus (Strauch, 1986).

### **3.6.1.3 Stabilisation anaérobie thermophile de la boue**

La stabilisation anaérobie de la boue d'épuration est possible aussi bien à des plages de températures mésophiles, thermophiles, pour un temps de séjour très long, que dans la zone psychrophile. Les différentes plages de température sont représentées dans Figure 38.



**Figure 38 : Plages de température de la stabilisation anaérobie de la boue**

De vastes études sur la stabilisation de la boue d'épuration se sont consacrées à la détermination de conditions de température optimales. Des températures optimales de 50 à 53 °C ont été déterminées pour la plage de température thermophile (Pinnekamp, 1987). En raison des inconvénients du traitement thermophile contrairement à la stabilisation mésophile (besoin en chaleur plus élevé, sensibilité plus élevée à la température), on a évité ce procédé durant des décennies. Ce n'est qu'après les résultats d'essai en provenance des USA qui ont démontré que moins de germes étaient contenus dans la boue à une température de 49 °C et pour un temps de séjour de 20 jours que dans la boue du niveau mésophile (Manuel ATV, 1996), que des stations ont été érigées dans d'autres pays selon cette technique (souvent à deux niveaux thermophile/mésophile).

Cependant on ne peut pas constater jusqu'à aujourd'hui de large diffusion de cette technique de stabilisation de la boue d'épuration et en même temps de l'hygiénisation malgré les résultats d'examen positifs.

### 3.6.1.4 Traitement à l'hydrate de calcium

Le dosage d'hydrate de calcium ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , chaux éteinte) peut être employé aussi bien pour la stabilisation chimique que pour la décontamination simultanée des boues d'épuration liquides. L'effet hygiénisant de l'hydrate de calcium repose sur le relèvement de la valeur pH (>12,5).

Le traitement à l'hydrate de calcium est recommandé pour les stations d'épuration petites à moyennes en raison des efforts techniques très faibles. Un autre avantage de ce procédé de traitement est situé dans le fait que de nombreuses surfaces agricoles utiles ont besoin d'un apport en chaux pour garantir la récolte. Cet apport en chaux nécessaire se fait indirectement via l'emploi de boue d'épuration chaulée.

Les analyses à une échelle semi-technique et industrielle ont montré qu'une décontamination de la boue d'épuration plus sûre est possible avec la chaux (Kassner, 1987). Conformément à Thome-Kozmiensky (1998), un dosage d'hydrate de calcium de 7 à 15 kg de chaux par m<sup>3</sup> de boue d'épuration est nécessaire pour ceci. Cependant ce qui est problématique au niveau de ce procédé, c'est le comportement des œufs de ver qui survivent le cas échéant dans de la boue d'épuration fortement chaulée et ceci pourrait poser des problèmes en particulier dans des conditions climatiques critiques.

#### **3.6.1.5 Traitement à la chaux vive**

La boue d'épuration stabilisée, desséchée peut être hygiénisée ultérieurement par l'ajout de chaux vive (CaO, chaux non éteinte). Au-delà du relèvement de la valeur pH (>12), l'énergie de chaleur libérée par la réaction d'extinction chimique y contribue tout particulièrement.

Selon ATV (Manuel ATV, 1996) pour ce faire une quantité de dosage de 25 à 35 % de la masse sèche de boue d'épuration est nécessaire en fonction des propriétés de la boue. Ce procédé avantageux au niveau coût présume un dessèchement de la boue d'épuration, ce qui restreint le cercle des applications aux stations d'épuration équipées en conséquence.

Les analyses de Strauch et Berg (1980) ont déjà montré que la température a une influence déterminante sur la puissance d'hygiénisation. Leurs résultats ont montré qu'on ne peut obtenir qu'une hygiénisation insuffisante par le relèvement exclusif de la valeur pH sans cette augmentation de température, car les œufs d'ascaride par exemple n'étaient pas tués.

En se référant aux autres données climatiques, ceci signifie qu'il est possible par conséquent de réaliser des performances d'hygiénisation plus élevées à des températures extérieures appropriées ou de réduire la quantité de dosage en chaux vive.

#### **3.6.1.6 Compostage en silos**

Le compostage en silos peut être utilisé, tout comme le traitement avec la chaux vive, que pour des boues d'épuration stabilisées, desséchées. La boue d'épuration est mélangée avec du matériel de structure (p. ex. déchets verts) et amoncelée en silos. Ainsi des températures dépassant parfois les 60 °C qui permettent par principe une hygiénisation du mélange de boue d'épuration, se produisent à l'intérieur des silos. Au niveau ingénierie, en fonction de la texture de la boue d'épuration ainsi que du matériel de structure mélangé, il faut garantir en général ici une durée de digestion de 8 à 14 jours.

Strauch et Berg (1980) ont constaté lors de leurs analyses scientifiques que même à des températures extérieures de jusqu'à -10 °C mesurées dans des silos de boue d'épuration et ordures ménagères, des températures qui permettent une hygiénisation du mélange de boue d'épuration, ont été mesurées.

### 3.6.1.7 Transformation de la boue d'épuration en humus

La transformation de la boue d'épuration en humus représente une alternative écologiquement judicieuse pour traiter et recycler la boue d'épuration dans le cycle naturel des matières. Ce procédé naturel est une forme avantageuse au niveau coût de la stabilisation, du dessèchement et de l'hygiénisation de la boue d'épuration à l'aide de roseaux.

Le paramètre de base pour la planification et le dimensionnement des stations de transformation de la boue en humus est le fret en substances solides à fournir par an, par rapport à la surface plantée en roseaux. À l'aide des indications de la littérature spécialisée, on obtient néanmoins une image très inhomogène de la chose. Alors que certains auteurs partent d'une charge maximale de 20-40 kg/(m<sup>2</sup>·a), d'autres indiquent des frets annuels de 60 – 80 kg solides par pro m<sup>2</sup>. En plus Reinhofer (1998) et Hruschka et al. (1999) par exemple plaident pour un embouement des plates-bandes réservé à la végétation, alors que Nielsen (2003), Obarska-Pemkowiak et al. (2003) p. ex. ainsi que Götze et Mauer (2004) alimentent leurs plates-bandes toute l'année. Il convient de remarquer que ces résultats reposent essentiellement sur des installations de transformation en humus dans la zone climatique tempérée.

Dans d'autres conditions climatiques, les conditions de croissance des roseaux changent également. Ainsi la durée de végétation et la puissance d'évaporation du roseau par exemple se prolongent à des températures plus élevées. Des analyses d'installations pilotes en Égypte (GTZ, 2002) montrent que des charges en substances solides de 90-110 kg/(m<sup>2</sup>·a) peuvent être réalisées dans ces climats. Dans les régions tropicales, des charges de substances solides pouvant aller jusqu'à 250 kg/(m<sup>2</sup>·a) sont même possibles, selon une étude pilote avec la boue de matières fécales à Bangkok (Heinß et al., 2003).

### 3.6.1.8 Séchage solaire de la boue d'épuration

Le séchage solaire de la boue d'épuration est approprié pour les boues stabilisées sous forme desséchée ou liquide et correspond au niveau ingénierie à une combinaison de séchage par rayonnement et par convection (ATV-DVWK-M 379, 2004). Pour obtenir le meilleur séchage possible, il est déterminant de retourner et mélanger la boue en permanence. Les efforts mécaniques nécessaires à cet effet sont la caractéristique primordiale de différenciation des procédés de séchage solaire employés (cf. Figure 39).

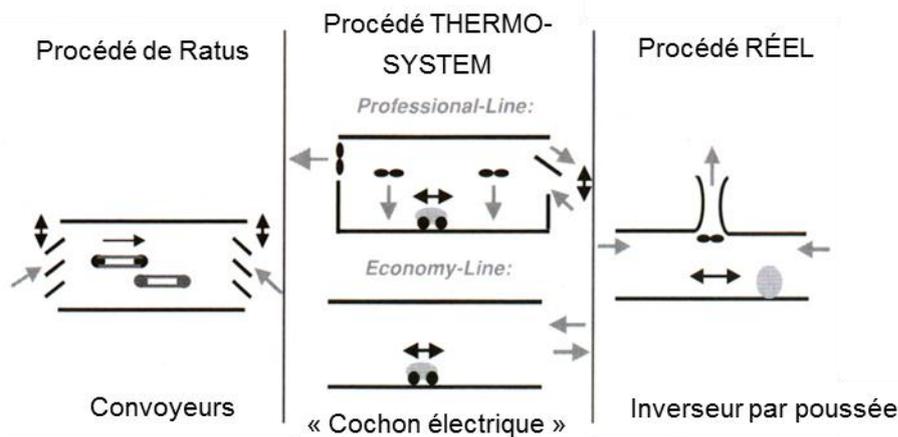


Figure 39 : Vue d'ensemble sur le procédé de séchage solaire de la boue d'épuration <sup>142</sup>

Les avantages fondamentaux du séchage solaire de la boue d'épuration par rapport au procédé de séchage par machine reposent dans les faibles efforts d'énergie primaires ainsi que dans la technique simple et robuste. Par ailleurs la teneur en substances solides finale nécessaire pour la valorisation peut être paramétrée à volonté. Par contre un besoin élevé en surface s'oppose aux avantages cités. Cependant la dépendance aux intempéries est le plus gros inconvénient. Plus la température ambiante accessible est faible (résultant de la radiation globale), plus la teneur en substances solides que l'on peut atteindre est faible ou plus les durées de séchage sont longues, ce qui induit à nouveau un besoin en surface plus élevé.

Dans les zones climatiques modérées, les puissances d'évaporation moyennes atteintes sont de 700-750 l/(m<sup>2</sup>·a) (Kassner, 2005). En fonction de la surface disponible, de l'énergie solaire rayonnante et de la durée du séchage, un séchage partiel (< 85 % en résidus secs) ainsi qu'un séchage total (> 85 % en résidus secs) des boues est possible. Les résultats des analyses de Riedel et al. (2004) démontrent que le séchage solaire de la boue d'épuration peut être employé judicieusement au niveau écologique et économique dans les conditions climatiques d'ici. Mais les auteurs ont également expliqué qu'en hiver en raison de la plus faible radiation globale ainsi que de l'humidité de l'air plus élevée, on constate des performances de dessèchement ou de séchage nettement plus faibles de sorte qu'il faut se réserver durant la période d'hiver éventuellement des entrepôts de boue sur le terrain de la station d'épuration. Dans ce contexte, le séchage solaire de la boue d'épuration semble représenter un procédé judicieux et adapté en particulier pour des climats plus chauds à radiation globale plus élevée.

### 3.6.1.9 Entreposage de longue durée

Lors de l'entreposage de longue durée de la boue d'épuration dans des polders à boue, des processus d'hygiénisation dont l'ampleur dépend en premier lieu de la température et de la durée de séjour, ont également lieu. Pour des durées de séjour des boues élevées (sans addition de boue fraîche), on peut partir du fait que des températures nettement plus faibles (<55°C) sont suffisantes à l'intérieur du polder de boue pour assurer l'hygiénisation. Les connaissances scientifiques actuelles ne suffisent

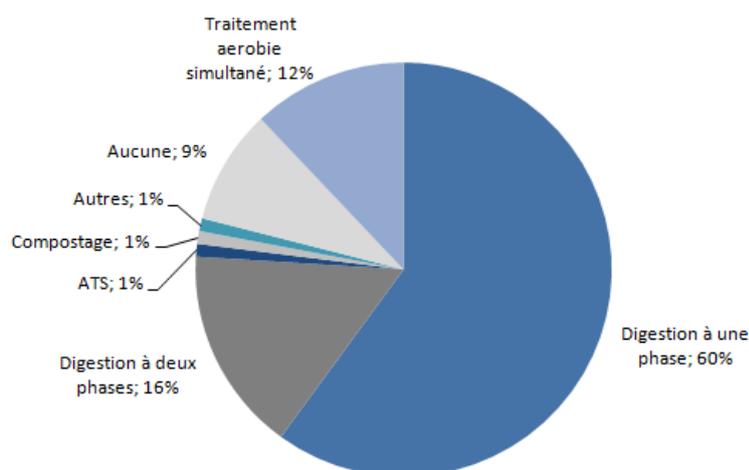
<sup>142</sup> Bux et Baumann, 2003

pas pour dire dans quelle mesure une stabilisation simultanée de la boue peut être réalisée dans les polders. Dans l'ensemble, les conditions climatiques chaudes ont un effet positif sur les processus.

### 3.6.2 Traitement anaérobie des boues d'épuration

Le traitement anaérobie des boues n'est pas seulement une méthode établie en Allemagne, correspondant à l'état de l'art, mais est également utilisé aujourd'hui à l'échelle mondiale. Les installations intégrant la digestion de boue sont plus complexes que d'autres procédés de stabilisation et nécessitent un personnel hautement qualifié. Leur besoin en personnel n'est pas plus élevé que celui des installations à la stabilisation aérobie simultanée.<sup>143</sup> En Allemagne, la digestion de boue est recommandée pour les installations avec un dimensionnement allant de 20.000 à 50.000 EH.<sup>144</sup>

La Figure 40 montre qu'en Allemagne le traitement anaérobie est appliqué à 76% (relatif au nombre d'équivalent-habitant connecté) pour la stabilisation des boues d'épuration et représente donc la façon la plus appliquée.



**Figure 40 : Stabilisation des boues en Allemagne relatif au nombre d'EH connecté**<sup>145</sup>

Lors de la stabilisation anaérobie de boue, le matériel organique est dégradé en méthane et dioxyde de carbone au cours d'un procédé anaérobie à quatre phases (voir chapitre 3.3.2.1). Dans le digesteur se forment du gaz de fermentation, de la boue de putréfaction et de l'eau de boue. Cette méthode a plusieurs avantages par rapport aux autres procédés de stabilisation de boue: La dégradation anaérobie de la boue brute provoque une nette diminution de volume. Environ la moitié des substances organiques contenues dans la boue brute est dégradée.<sup>146</sup> Le procédé fournit de l'énergie. En outre, on enregistre une réduction des agents pathogènes, des œufs de vers et des graines de mauvaises herbes.<sup>147</sup>

<sup>143</sup> DWA-Arbeitsbericht, Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen, KA 41 (1994) S. 973 ff

<sup>144</sup> ATV-Handbuch Klärschlamm, Leschber und Loll, 4. Auflage, 1996

<sup>145</sup> Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung 2003; KA – Abwasser, Abfall 2005 (52) Nr. 10

<sup>146</sup> ATV-Handbuch Klärschlamm, Leschber und Loll, 4. Auflage, 1996

<sup>147</sup> ATV-Handbuch Klärschlamm, Leschber und Loll, 4. Auflage, 1996

Selon Fair et Moore<sup>148</sup> les conditions de fonctionnement optimales lors de la dégradation anaérobie sont achevées à des températures mésophiles allant de 35 à 37°C et des températures thermophiles d'environ 55°C. Les expériences pratiques montrent que la température de réaction, déviant des faibles maxima d'activité des microorganismes appliqués, peut être ajustée au rôle thermorégulateur du système de traitement de boue. En Allemagne et Europe Centrale, la digestion des boues d'épuration a la plupart du temps lieu dans des digesteurs chauffés dans lesquels les températures fluctuent entre 30 et 40 °C ou (plus rarement) entre 50 et 60 °C. Lorsque les températures ambiantes sont suffisamment élevées, la digestion de boue peut être effectuée dans les digesteurs septiques non chauffés.<sup>149</sup>

Le volume du digesteur est déduit en fonction du temps de séjour nécessaire dans le réacteur afin d'atteindre l'objectif de stabilisation souhaité.<sup>150</sup>

Afin d'atteindre la stabilisation complète, on peut appliquer les critères suivants :

- Relation DBO5/DCO  $\leq 0,15$
- $\eta_{MoS} \geq 40 \%$
- Equivalent acide acétique HAC  $\leq 200 \text{ mg/l}$ ; en opération à long terme HAC  $\leq 100 \text{ mg/l}$
- Potentiel de gaz résiduel à 35 °C de température de digestion RGP35°C  $\leq 100 \text{ NI/kg oTRO}$ <sup>151</sup>

La dégradation microbienne dans des conditions anaérobies est beaucoup plus influencée par la température que dans des conditions aérobie. La figure 10 illustre la relation fondamentale entre la température des boues d'épuration et la durée de stabilisation, bien que la durée de traitement à appliquer dans ce cas s'accorde avec la durée de stabilisation et la qualité de la boue brute. Une dégradation anaérobie des matières organiques des boues a lieu dans des températures psychrophiles de 10 à 20°C, cependant, les objectifs de stabilisation définis ci-dessus peuvent uniquement être réalisés avec des températures supérieures à 25°C.

---

<sup>148</sup> Fair, G.-M., Moore, E.-W., (1937) Observations on the digestion of a sewage sludge over a wide range of temperatures. Sewage works journal 7

<sup>149</sup> Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern (BMBF) Kapitel 3.5: Klärschlammbehandlung und –verwertung K. Bauerfeld, T. Dockhorn, N. Dichtl (2010)

<sup>150</sup> Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern (BMBF) Kapitel 3.5: Klärschlammbehandlung und –verwertung K. Bauerfeld, T. Dockhorn, N. Dichtl (2010)

<sup>151</sup> Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern (BMBF) Kapitel 3.5: Klärschlammbehandlung und –verwertung K. Bauerfeld, T. Dockhorn, N. Dichtl (2010)

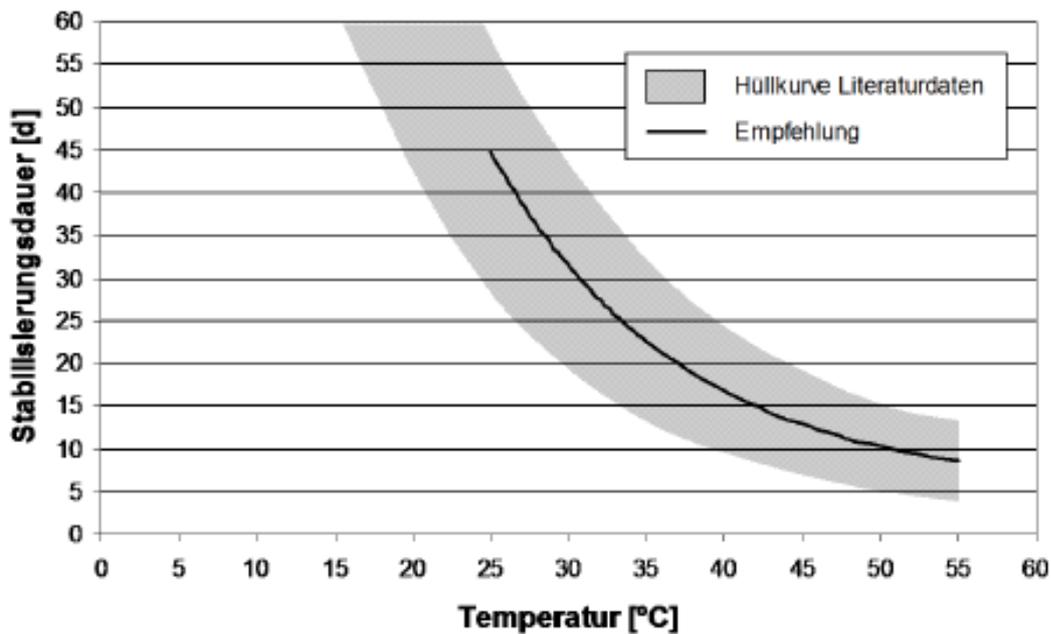


Figure 41 : Dépendance de la durée de stabilisation du niveau de température lors du procédé de stabilisation anaérobie de la boue brute<sup>152</sup>

Dans les régions chaudes avec des températures ambiantes élevées (25 - 35°C), la stabilisation anaérobie des boues d'épuration peut s'effectuer sans que la boue soit chauffée. Dans le cas où la durée du traitement doit être réduite, le chauffage à un niveau approprié est nécessaire.<sup>153</sup>

La stabilisation anaérobie (mésophile), souvent appelée en pratique digestion de la boue, a déjà été décrite au Chapitre 3.6.2. Puisqu'il s'agit ici du procédé le plus répandu dans le monde pour la stabilisation des boues et en même temps d'une technologie protégeant les ressources avec laquelle de l'énergie est extraite, il convient ici d'en parler avec plus de détails.

Les petites stations de digestion de boue se composent en général d'un seul conteneur de digestion chauffé et mélangé. L'âge de la boue dans le conteneur de digestion est la masse de substances solides contenues dans le conteneur, divisée par la masse de substances solides repoussées hors du conteneur de digestion quotidiennement. L'âge de la boue devrait être  $\geq 16$  d pour obtenir une décomposition réelle de  $\geq 80$  % de la substance décomposable<sup>154</sup>. En particulier quand la boue brute n'est pas bien épaissie, le conteneur de digestion sera exploité en même temps comme épaisseur et repousse de l'eau de digestion pendant l'alimentation en boue brute. Dans ce cas, l'âge de la boue sera plus élevé que la durée de digestion qui est calculée comme quotient entre le volume du conteneur de digestion et l'alimentation en boue brute. Néanmoins ceci n'est correct que si le conteneur de digestion ne présente aucune zone neutre, à savoir si des dépôts sur le fond et des chapeaux sont évités par un bon mélange. Un bon mélange est aussi nécessaire pour éviter les courants de court-circuit.

<sup>152</sup> Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern (BMBF) Kapitel 3.5: Klärschlammbehandlung und –verwertung K. Bauerfeld, T. Dockhorn, N. Dichtl (2010)

<sup>153</sup> Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern (BMBF) Kapitel 3.5: Klärschlammbehandlung und –verwertung K. Bauerfeld, T. Dockhorn, N. Dichtl (2010)

<sup>154</sup> Roediger et al.: Anaerobe alkalische Schlammfaulung, 1990

Dans les stations d'épuration petites à moyennes, on mesure le conteneur de digestion sur une durée de digestion de 30 à 20 jours. Si l'on part d'un âge moyen de la boue de 30 d, env. 90 % des substances solides organiques facilement décomposables seront décomposés pour une digestion en une étape.<sup>155</sup>

La production et la composition du gaz de digestion dépendent de la quantité et de la qualité de la boue brute. Les graisses produisent le plus de gaz, les graisses et protéines produisent un gaz dont la teneur en méthane est élevée (70 à 84 %) et les glucides produisent du gaz avec une part de 50 % en méthane.<sup>156</sup> Plus la clarification préliminaire est élevée, plus il y aura de boue primaire qui produit beaucoup de gaz. C'est pourquoi une digestion de boue n'est judicieuse qu'en liaison avec une clarification préliminaire avec une durée de séjour de 0,5 h env. par temps sec. La boue brute doit être épaissie au moins statiquement.

Plus l'âge aérobie de la boue dans l'installation à boues activées est élevé, moins la boue excédentaire produira de gaz. En moyenne on peut partir d'une formation de gaz d'entre 17 et 20 l/(E\*jour) et d'une teneur en méthane de 60 à 65 %.

Pour le dimensionnement d'une digestion de boue, il faut avoir recours à des quantités de boue spécifiques aux habitants, quantités qui sont employées en Allemagne selon les règles de la technique reconnues par tous pour le dimensionnement des stations d'épuration.<sup>157</sup> Dans ce contexte, la boue primaire qui sort de l'épuration primaire, la boue excédentaire qui provient d'une stabilisation aérobie ainsi que la boue de précipitation doivent être prises en compte.

La production de boue primaire spécifique aux habitants s'élève à 30 gMS/(hab\*jour) env. pour une durée de débit dans l'épuration préliminaire de 0,5 h. La production de boue excédentaire est de 39,5 gMS/(hab\*jour) pour un dimensionnement de l'installation à boues activées pour la nitrification et la dénitrification avec un âge de la boue de 15 d. En plus, lors de la digestion chimique du phosphate, viennent encore s'ajouter env. 7,5 gMS/(hab\*jour) de boue de digestion (pour digestion simultanée avec des sels de fer). Ainsi la production de boue brute s'élève à 77 gMS/(hab\*jour) env. et pour un épaississement à 4% MS secs environ 2 l/(hab\*jour).

La perte par calcination de la boue primaire repose en moyenne à 67 %, celle de la boue excédentaire à 70 % env. et celle de la boue de digestion provenant de la digestion simultanée à 0 %. Ainsi la perte de calcination de la boue brute mélangée s'élève à 62 % env. (voire 69 % sans prise en compte de la boue de précipitation) et la production organique de boue brute en moyenne à 48 g-MOS/(hab\*jour).

Les substances organiques dans la boue primaire sont facilement décomposables pour 50 à 60 %, celles qui sont dans la boue excédentaire le sont cependant uniquement pour 30 à 40 %.<sup>158</sup> Si l'on part d'une moyenne de 55 voire 35%, 21 g-MOS/(hab\*jour) env. sont facilement décomposables dans la boue brute.

Pour un degré de décomposition des substances facilement décomposables de 90 %, on obtient une décomposition organique de 19 g-MOS/(hab\*jour) de sorte que la production de boue de digestion

---

<sup>155</sup> Roediger et al.: Anaerobe alkalische Schlammfäulung, 1990

<sup>156</sup> Roediger et al.: Anaerobe alkalische Schlammfäulung, 1990

<sup>157</sup> DWA: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, 2000

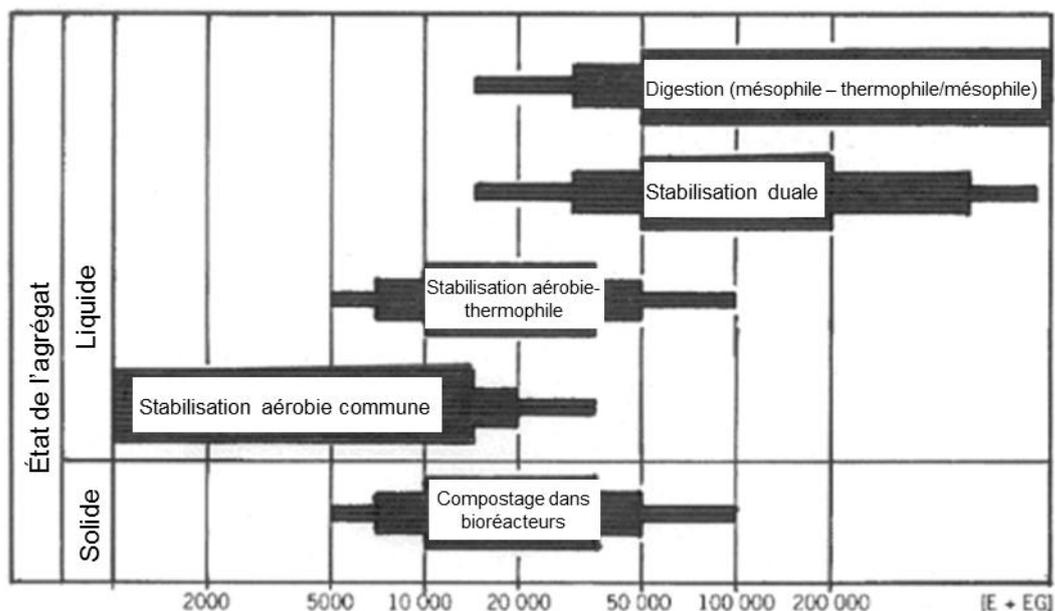
<sup>158</sup> Roediger et al.: Anaerobe alkalische Schlammfäulung, 1990

s'élève à 58 gMS/(hab\*jour) après le traitement anaérobie. Sa perte de calcination s'élève à 50 % env. Durant la digestion, partant d'une production de boue brute de 48 g-MOS/(hab\*jour), ainsi 39 % de la masse organique apportée seront décomposés.

Les boues brutes communales mélangées ont normalement un rapport DCO/MOS entre 1,6 et 1,8, celui de la boue primaire étant plus élevé que celui de la boue excédentaire [Roediger et al. 1990]. La décomposition DCO s'élève ainsi en moyenne à 32 g DCO/(hab\*jour) voire 62 – 66 %. Par g de décomposition DCO 0,25 g de méthane se forme qui a un volume normale de 0,35 l. Ceci correspond à une quantité de méthane de 8 g CH<sub>4</sub>/(hab\*jour) voire 11 l CH<sub>4</sub>/(hab\*jour). Le gaz de digestion se compose en moyenne de 2/3 de CH<sub>4</sub> et de 1/3 de CO<sub>2</sub>. La production de gaz de digestion est ainsi de 17 l/(hab\*jour). Pour une teneur en énergie de 56 kJ/g CH<sub>4</sub>, le gaz de digestion produit 444 kJ/(hab\*jour) voire 123 Wh/(hab\*jour).

### Investissement et coûts d'exploitation

Pour des installations jusqu'à la taille de 20 000 habitants env., les frais d'investissement pour une digestion de boue sont élevés en comparaison [3]. C'est pourquoi en Allemagne, le domaine d'application des installations de digestion comparées avec les autres procédés de stabilisation biologique, comme présentés dans la Figure 42, est recommandé à partir d'une taille de construction de 35 000 habitants.



**Figure 42 : Domaines d'application recommandés pour le procédé biologique de la stabilisation de la boue<sup>159</sup>**

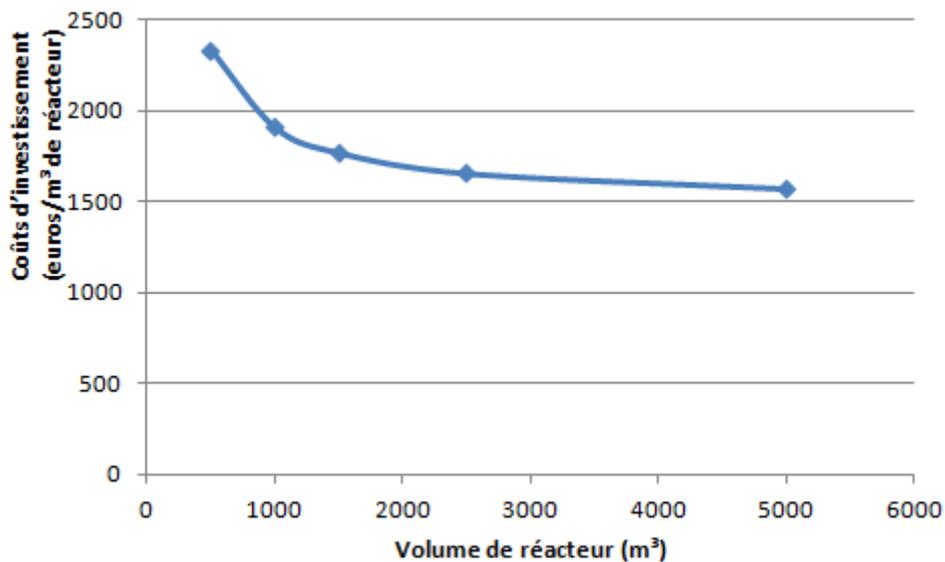
Reposant sur une approche dégressive selon Beckereit,[3] qui a été adaptée en considération de l'indice des prix correspondant ainsi que d'une extension de l'équipement mécanique y compris la technique de machine pour le dessèchement de la boue (Dockhorn, 2011), on obtient l'équation

<sup>159</sup> DWA: Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, 2003

suivante (Gl 2) en ce qui concerne les coûts d'investissement pour une station de digestion en fonction du volume du réacteur :

$$\text{Investissements} = 537.155 / \text{m}^3 \text{ volume de réacteur} + 1.882,73 \text{ [€/m}^3 \text{ V}_{\text{digestion}}] \quad \text{Gl. 2}$$

Il résulte après adaptation au niveau des prix au Maroc, (cf. 3.3.2.1) les frais d'investissement représentés dans la Figure 43 pour différents volumes de réacteur. La part réservée à la technique de construction s'élève ici à 60 %, la part de la technique des machines à 40 %. Les coûts nécessaires pour le terrain et les conduites d'alimentation et d'évacuation ne sont pas contenus dans ce calcul.



**Figure 43 : Coûts d'investissement par le calcul d'une digestion de boue pour le Maroc**

Pour déterminer les coûts d'exploitation, les quotes-parts des coûts du personnel, de l'énergie et de l'entretien seront calculées séparément avec les approches correspondantes :

Besoin en personnel : 35 - 156 h/mois pour des tailles d'installation de 500 – 5 000 m<sup>3</sup> de volume de réacteur

Niveau des salaires : 4 € / h

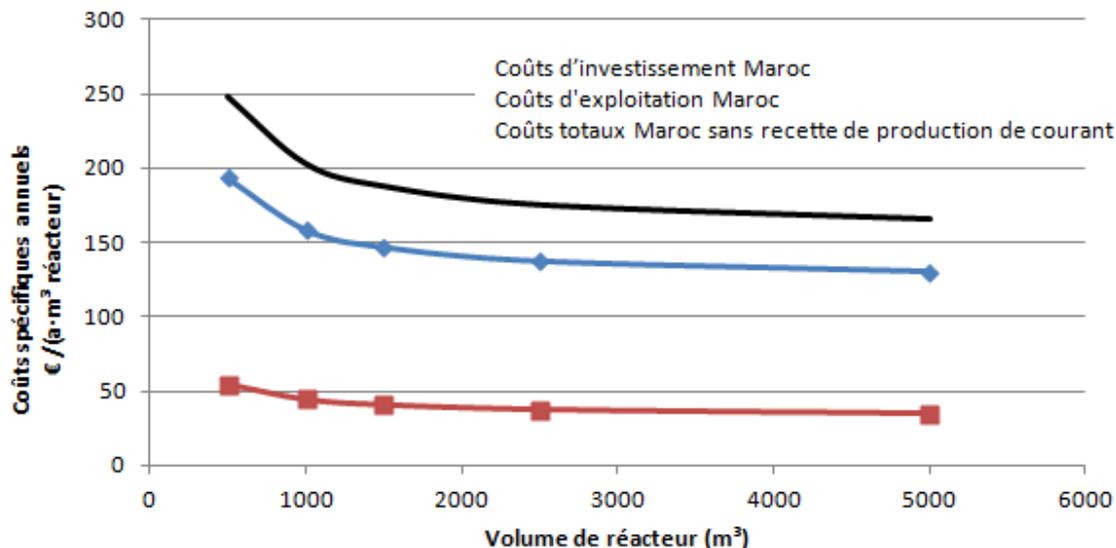
Besoin en énergie : 4-5Wh / hab. jour

Maintenance : 2 %/a des coûts d'investissement

Les installations dotées de digestion de la boue sont plus complexes et exigent du personnel d'entreprise bien formé. Cependant, son besoin en personnel n'est qu'un

peu plus élevé que celui d'installations dotées de stabilisation aérobie simultanée. Le besoin en énergie s'élève à 10 % env. de la quantité de courant générée. Ce besoin est ajouté sans coût supplémentaire, car le courant est généré de manière autonome par la digestion.

Les coûts annuels spécifiques en résultant pour l'investissement et l'exploitation ainsi que leurs coûts totaux sont représentés dans la Figure 44.



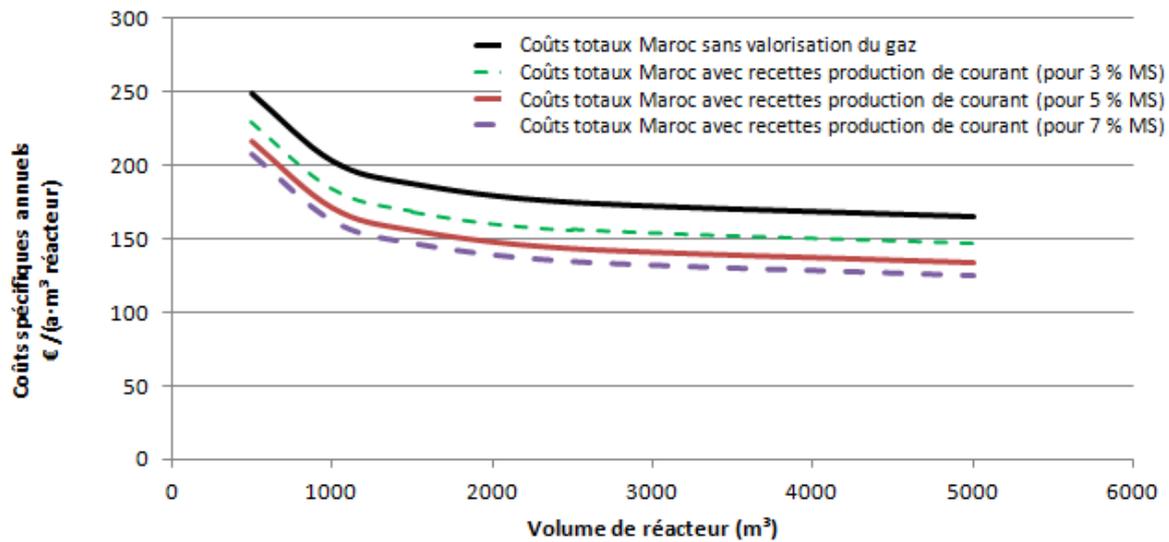
**Figure 44 : Coûts annuels spécifiques de la digestion de la boue au Maroc**

La Figure 44 montre que les coûts d'investissement spécifiques pour une digestion sont nettement plus élevés que les coûts d'exploitation. Pour de grands volumes de réacteur, les coûts d'investissement s'élèvent à env. 130 €/a·m³ de volume de réacteur.

Si l'on compare les coûts d'investissement pour une digestion sur des stations d'épuration dotées d'installations à biogaz issues du secteur agricole (cf. Chapitre 3.7.2.3), on constate que les installations à biogaz sont construites à des coûts nettement plus faibles, quoique la méthode soit très similaire dans les deux cas. Ceci est imputable surtout en Allemagne du fait que des planifications individuelles sont réalisées pour les installations de digestion sur les stations d'épuration, alors que pour les installations à biogaz, il s'agit de techniques standardisées plus simples. En Allemagne, on discute actuellement la question de savoir si des techniques plus simples et donc plus avantageuses au niveau coûts du secteur des installations agricoles à biogaz, peuvent être employées pour de petites stations d'épuration pour permettre un emploi économique aussi dans le cas de plus petites tailles d'installation, et pour utiliser l'énergie contenu dans la boue d'épuration.

La production spécifique de gaz de digestion et donc la recette issue de la valorisation énergétique du gaz de digestion varie avec l'alimentation de la digestion en fonction de la charge organique. La charge est modifiée par la part en substances solides (% en résidus secs) dans la boue alimentée et donc par le degré d'épaississement. Les coûts totaux annuels de la digestion de la boue, en tenant

compte des recettes issues de la production de courant, avec des teneurs en substances solides différentes sont représentés dans la Figure 45.



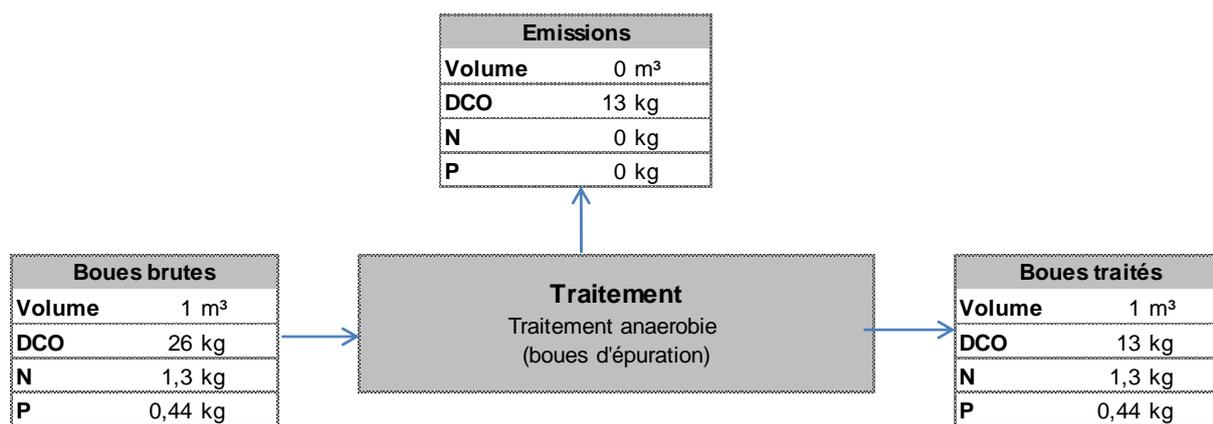
**Figure 45 : Coûts totaux annuels de la digestion de la boue en tenant compte des recettes issues de la production de courant avec des teneurs en substances solides différentes (en % MS) dans la boue alimentée**

La Figure 45 montre clairement que la boue alimentée devrait être ajoutée à la digestion, au mieux épaissie à 6-7 % MS, car la quantité spécifique de gaz de digestion et donc la production de courant augmentent de ce fait. Les teneurs en matières sèches > 3,5 % ne seront atteintes en général qu'avec l'épaississement mécanique (cf. Chapitre 3.6.3). La consommation de courant correspondante pour l'épaississement doit être considérée pour le cas particulier et opposée au rendement supplémentaire en énergie.

#### Caractéristiques du flux de matières, de l'énergie et de CO<sub>2</sub>

Lors de la digestion de la boue, env. 50 % de la DCO sont normalement transformés en biogaz, la DCO restante reste dans la boue sous forme de part organique. L'azote et le phosphore ne seront pas convertis par la digestion et se retrouvent ensuite aussi dans la boue ou le liquide surnageant.

Le bilan du flux de matières pour la digestion de la boue est représenté dans la Figure 46.



\* Boues brutes 4% MS

**Figure 46 : Bilan des matières de la digestion de la boue**

La teneur en énergie du gaz de digestion s'élève en moyenne à 6,3 kWh/m<sup>3</sup> environ (correspondant à 123 Wh/(hab\*jour)). Pour une valorisation du gaz dans une centrale de cogénération avec un rendement supposé de 35 %, il en résulte une production de courant de 43 Wh/(hab\*jour). Env. 10 % de la production de courant de la centrale de cogénération, à savoir 4 -5 Wh/(hab\*jour), sont nécessaires pour sa propre consommation. Pour la production de chaleur utile, env. 55 % voire 68 Wh/(hab\*jour) peuvent être utilisés dans la centrale de cogénération.

Si le digesteur est bien calorifugé, il suffit en général, durant un hiver froid aussi, de chauffer la boue de 10 °C à 38 °C env. p. ex. Le besoin en chaleur résultant est le suivant : env. 2 l/(hab\*jour) (38 – 10) °C 1,17 kWh/(kg·°C) 1 kg/l = 66 Wh/(hab\*jour)

Ainsi la chaleur issue de la centrale de cogénération suffit en hiver aussi pour chauffer le digesteur.

### Impacts environnementaux

La stabilisation anaérobie de la boue est une technologie qui ménage les ressources avec des impacts environnementaux nettement moins importants que ceux du procédé aérobie. Alors que pour le procédé aérobie, un apport d'énergie net est nécessaire, le procédé anaérobie permet dans l'ensemble de produire de l'énergie. Ainsi l'émission de CO<sub>2</sub> qui serait dégagée autrement pour la production de cette quantité d'énergie à partir de combustibles fossiles, se réduit (voir tableau suivant).

**Tableau 35 : Impacts environnementaux de la stabilisation anaérobie de la boue**

Impact sur les eaux	
Apport de N	100 % de l'alimentation*
Apport de P	100 % de l'alimentation*
Apport de DCO	50 % de l'alimentation*
Dégagement de gaz ayant un impact sur le climat	
CO <sub>2</sub>	-2,45 kg / kg DCO <sub>éliminé</sub>
Consommation de ressources	
Consommation de surfaces	3,9 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> du volume de réacteur (pour H=8m)
Consommation d'énergie	-3,5 kWh <sub>électricité</sub> / kg DCO <sub>décomposée</sub>

\*Ces impacts environnementaux théoriques ne seront pas efficaces

Puisqu'aucune élimination de substance nutritive n'a lieu dans la stabilisation anaérobie de la boue, presque toute la quantité de substances nutritives se retrouve dans l'évacuation.

Les impacts environnementaux théoriques représentés dans le ne sont pas efficaces dans la pratique, car aucune introduction de la boue ou du liquide surnageant dans les eaux n'a lieu. La boue desséchée peut être valorisée en tant que substance solide p. ex. dans l'agriculture, alors que le liquide surnageant exige une purification ultérieure en conséquence ou peut aussi être employé par exemple pour l'arrosage de plantes énergétiques. La valorisation supplémentaire des substances nutritives contribue ainsi directement à augmenter l'efficacité des ressources et en même temps à réduire au minimum les impacts environnementaux.

#### Potentiels de création de valeur ajoutée et d'économie de ressources

Les potentiels de valeur ajoutée et d'efficacité des ressources de la stabilisation anaérobie de la boue résident essentiellement dans la production d'énergie par la production et la valorisation du biogaz. La boue putréfiée contient en tant que substances nutritives aussi bien du phosphore que de l'azote et elle est appropriée à la fumure. Ainsi le potentiel des ressources des substances nutritives peut être intégralement utilisé. Par ailleurs, les parts organiques de boue peuvent contribuer de manière significative à la formation d'humus dans des sols pauvres.

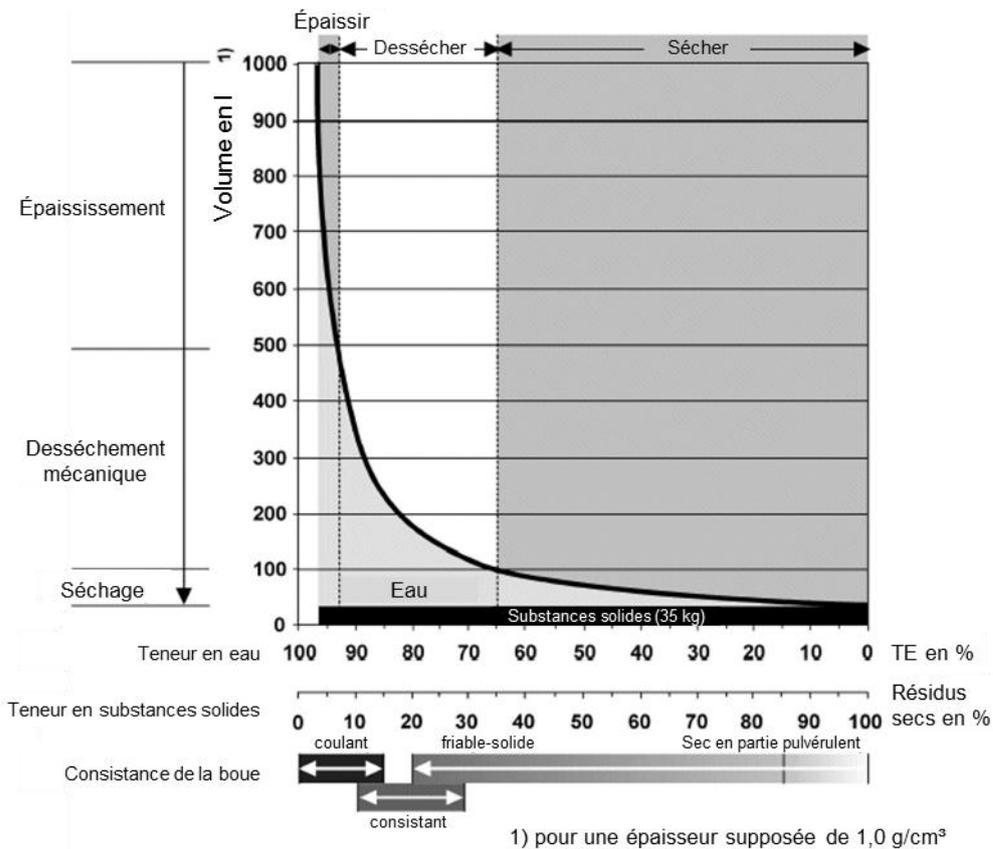
Tableau 36 montre un résumé des potentiels de valeur ajoutée et d'efficacité des ressources de la stabilisation anaérobie de la boue. Les prix des substances nutritives correspondent aux prix actuels du marché au Maroc.

**Tableau 36 : Potentiels de valeur ajoutée et d'efficacité des ressources de la stabilisation anaérobie de la boue**

Production de ressources	
Énergie	3,5 kWh <sub>électricité</sub> / kg DCO <sub>décomposée</sub>
Substances nutritives	100 % de l'alimentation <sup>1</sup>
Potentiel de valeur ajoutée	
Énergie :	31,5 € cent / kg DCO <sub>décomposé</sub>
Substances nutritives	1,07 € / kg N
	0,34 € / kg P

### 3.6.3 Épaississement et dessèchement de la boue d'épuration

Après la stabilisation anaérobie ainsi qu'après la stabilisation aérobie, la boue contient encore une part d'eau très élevée pouvant aller jusqu'à 99 %. La teneur en eau peut être réduite comme cela est représenté sur la Figure 47 alors que la teneur en substances solides augmente de manière proportionnelle. L'épaississement le plus simple est obtenu par le dépôt statique de la boue et l'extraction subséquente du liquide surnageant. Ainsi la teneur en eau peut être réduite à 97 % env. Avec un procédé d'épaississement mécanique (tamiseur, décanteur à vis sans fin, à bande etc.), la teneur en eau peut être réduite à 92 % env., ce qui revient à diviser la boue d'épuration à éliminer par deux. Grâce au dessèchement mécanique avec des centrifuges, des presses à tamis sans fin ou des presses à filtre à plateaux p. ex., les teneurs en substances solides obtenues sont entre 20 et 35 % en résidus secs. Ceci permet de réduire le volume de boue d'épuration à 10 % env. comparé avec l'effluent de la digestion des boues.

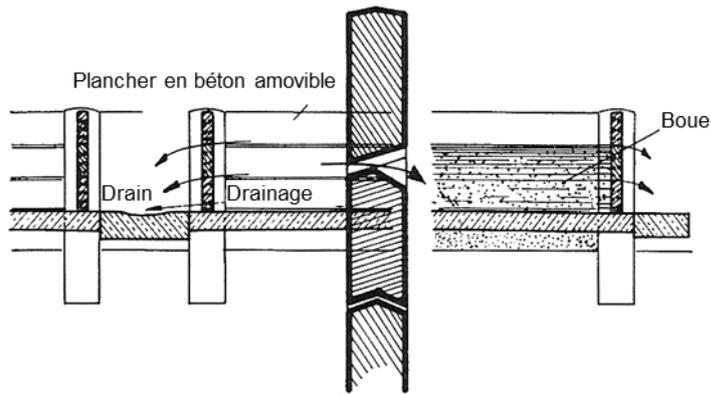


**Figure 47 : Réduction du volume par séparation du liquide surnageant<sup>160</sup>**

Comparé au dessèchement mécanique de la boue d'épuration, le dessèchement naturel n'exige que peu d'efforts au niveau construction et exploitation. Lors du dessèchement naturel, la boue d'épuration est déposée sur des lits de séchage ou dans des bassins de décantation elle s'épaissit et se dessèche de 25 % à 35 % de matière sèche, sous l'effet de la force de gravité et de l'évaporation. Au Maroc, ce type de dessèchement est très répandu aussi bien dans les zones plutôt rurales que dans les plus grandes villes et offre une possibilité judicieuse de réduction du volume en raison de sa simplicité. C'est pourquoi nous aborderons ce procédé de manière plus détaillée dans ce qui suit et considérerons les impacts environnementaux.

Le principe du dessèchement naturel repose sur la force de gravité et l'évaporation comme indiqué plus haut. La consolidation de la boue entraîne ici un effet auto-étanchéifiant de la boue vers le bas de sorte que la part essentielle d'eau monte vers le haut et sort à cet endroit. Le drainage de fond usuel dans les couches de boue joue donc un rôle secondaire en considération du résultat du dessèchement. Cette couche de drainage est en général structurée de plusieurs couches de matériaux dont le grainage augmente vers le bas en direction des tuyaux de drainage incorporés. La couche du dessus se compose d'une couche de sable dite couche d'usure et elle est ôtée successivement lors de l'évacuation de la boue. L'évacuation continue du liquide surnageant joue un rôle nettement plus important lors du dessèchement naturel. Pour ceci, il faut choisir des constructions d'évacuation dont le seuil d'évacuation peut être déplacé de manière variable avec le niveau de la boue. Dans le cas le plus simple, des seuils de trop-plein qui peuvent être rehaussés ou rabaissés selon la consolidation, peuvent jouer ce rôle (cf. Figure 48).

<sup>160</sup> DWA: Maschinelle Schlammwässerung, 2000



**Figure 48 : Évacuation du liquide surnageant via des ouvertures dans des planchers en béton latéraux<sup>161</sup>**

Souvent des couches de boue d'une épaisseur de 0,2 à 0,3 m sont chargées en intervalles dans les bassins de boue ainsi équipés, jusqu'à ce qu'une épaisseur totale de 0,8 à 1,0 m soit atteinte. Après le dégagement subséquent, plusieurs cycles de charge 0 auront lieu à nouveau.

Le dessèchement et la transformation en humus des boues d'épuration dans des plates-bandes de roseaux est une forme spéciale du dessèchement naturel. Les lits de séchage sont formés d'une manière usuelle avec une couche filtrante de sable et de cailloux et un système de drainage en tant qu'évacuation. Après une première charge de boue, a lieu la plantation des roseaux (*Phragmites australis*). La charge suivante se fera dans des intervalles de dix à quatorze jours. Le roseau ne croît que dans la boue d'épuration stabilisée aérobie. Celle-ci est desséchée autant par évaporation que par déshydratation des plantes. En outre une stabilisation biologique se produit, ce qui favorise l'enracinement intensif et donc une bonne alimentation en oxygène (cf. Chapitre 3.6.1.7 Transformation de la boue d'épuration en humus). Une charge des plates-bandes de roseaux est possible durant plusieurs années. On obtient un produit similaire à l'humus qui peut être utilisé en fonction des teneurs en métaux lourds et en substances organiques nocives dans l'agriculture ou dans l'aménagement du paysage.<sup>162</sup>

Le dessèchement naturel dans les plates-bandes exige nettement moins d'énergie que le procédé mécanique de dessèchement de la boue. Par conséquent les émissions de CO<sub>2</sub> qui sont normalement dégagées pour la production de cette quantité d'énergie issue de combustibles fossiles, sont également plus faibles. On obtient le même résultat lors de l'épaississement statique que lors de l'épaississement mécanique. Du point de vue écologique, les procédés naturels doivent donc être privilégiés. La consommation en énergie et le rejet de CO<sub>2</sub> l'accompagnant pour l'épaississement et le dessèchement de la boue d'épuration sont indiqués dans le tableau suivant.

<sup>161</sup> Beckereit, M.. Kosten der anaeroben Abwasserbehandlung, 1988

<sup>162</sup> Thomè-Kozmiensky, K.J., Klärschlammensorgung, 1998

**Tableau 37 : Impacts environnementaux de l'épaississement et du dessèchement de la boue d'épuration**

Consommation de ressources	
Consommation d'énergie	
Épaississement, statique	< 20 kWh /t en résidus secs
Épaississement, mécanique	30 - 220 kWh /t en résidus secs voire 0,24 – 1,76 kWh/m <sup>3</sup> <sup>1)</sup>
Dessèchement, naturel	< 10 kWh /t en résidus secs <sup>3)</sup>
Dessèchement, mécanique	33 - 170 kWh /t en résidus secs (0,5 – 1,7 kWh/m <sup>3</sup> <sup>2)</sup>
Dégagement de gaz ayant un impact sur le climat	
CO <sub>2</sub>	
Épaississement, statique	< 14 kg / t en résidus secs
Épaississement, mécanique	21 - 154 kg / t en résidus secs
Dessèchement, naturel	7 kg / t en résidus secs
Dessèchement, mécanique	23 - 119 kg / t en résidus secs

<sup>1)</sup> teneur en substances solides calculée dans l'alimentation : 0,8 % en résidus secs

<sup>2)</sup> teneur en substances solides calculée dans l'alimentation : 1 - 5 % en résidus secs

<sup>3)</sup> selon les indications du fabricant

## 3.7 Récupération des nutriments

### 3.7.1 Récupération des nutriments à partir des eaux de centrifugat

#### 3.7.1.1 Extraction de l'ammoniaque

L'extraction de l'ammoniaque est un procédé simple et physique sûr permettant de récupérer l'azote ammoniacal des eaux usées. L'utilisation de ce procédé est économiquement intéressante, en particulier pour les petits flux de matières à haute concentration. Le procédé comprend essentiellement trois étapes, prétraitement, extraction de l'ammoniaque et fixation de l'ammoniaque.<sup>163</sup> Un schéma du procédé est représenté à la Figure 49.

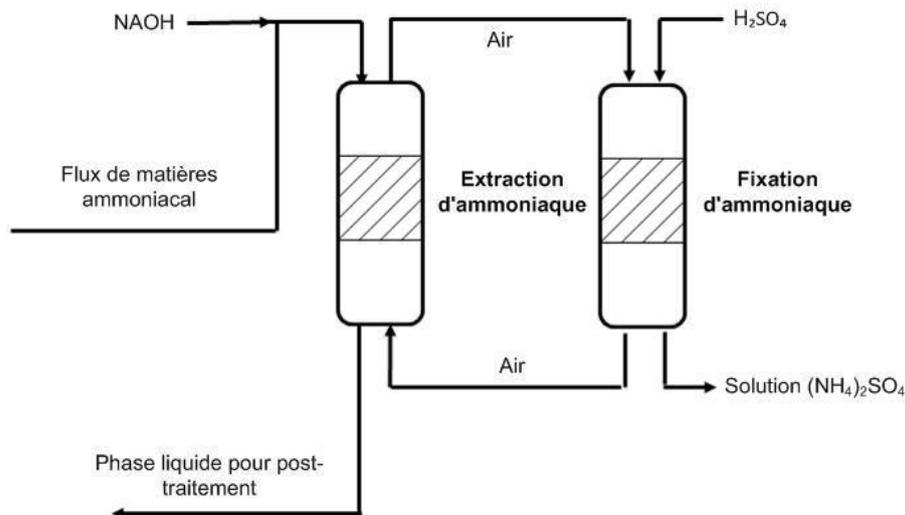
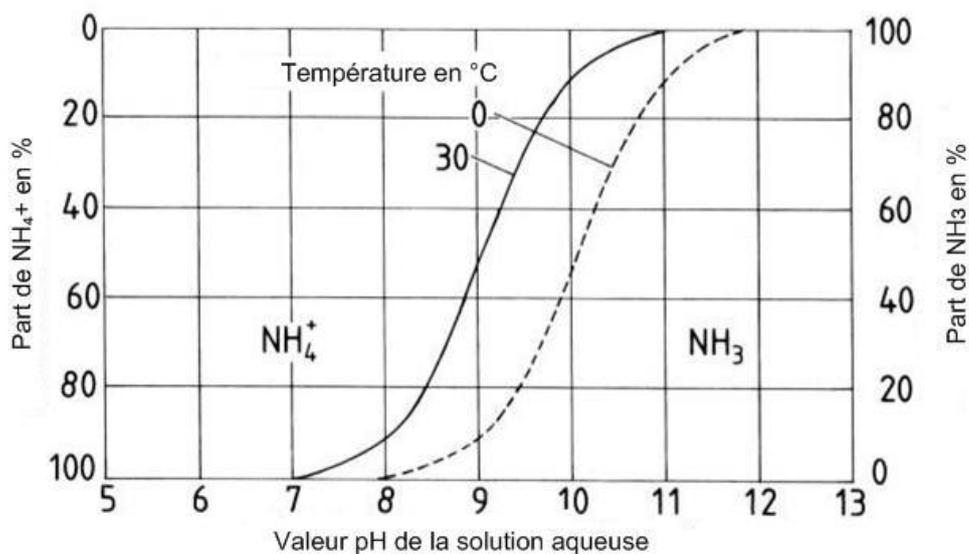


Figure 49 : Schéma du procédé d'extraction d'ammoniaque

Dans le prétraitement, la valeur pH est relevée dans le flux de matières à traiter par ajout de lessive pour déplacer l'équilibre entre l'ammonium et l'ammoniaque en direction de l'ammoniaque. Cette dépendance pH est clairement reconnaissable sur la Figure 50. Pour extraire l'ammoniaque de manière fiable, une valeur pH d'au moins 10 est à rechercher dans la pratique. Par exemple, avec cette valeur pH et une température de 30 °C, 90 % de l'azote est théoriquement présent sous forme d'ammoniaque (Figure 50).

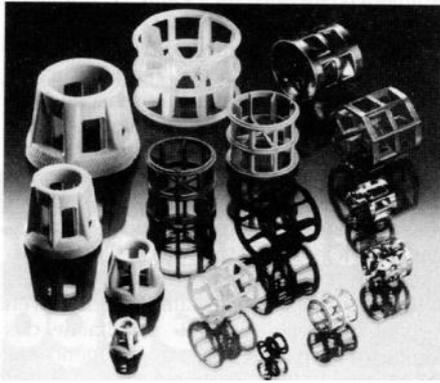
<sup>163</sup> Sackewitz, M., Maier, K.-H. (1999) Strippverfahren zur Teilstrombehandlung auf Kläranlagen. WLB Wasser, Luft und Boden 1-2, 34-37



**Figure 50 : Dépendance pH de l'équilibre ammonium/ammoniaque**

Pour relever la valeur pH, on utilise généralement de la lessive de soude caustique ou du lait de chaux. L'utilisation de lessive de soude caustique, en comparaison au lait de chaux implique des efforts d'équipement et d'exploitation moins importante, néanmoins elle occasionne des coûts de moyens d'exploitation plus élevés. Le lait de chaux est, en comparaison, la variante la plus économique. Avec l'utilisation du lait de chaux, le carbonate, le phosphate et une partie des matières organiques non dissoutes sont précipités en même temps.

Après le prétraitement, le flux de matières alcalisé de la colonne d'extraction est ajouté avant la tête et réparti régulièrement sur la section transversale par un système de répartition. Le flux de matières ammoniacal s'écoule à travers la colonne de haut en bas. Comme contre-courant, de l'air ou de la vapeur d'eau comme gaz porteur est insufflé au-dessus du bassin de décantation de la colonne et passe à travers celle-ci du bas vers le haut. La colonne d'extraction est remplie de corps de remplissage qui mettent à disposition une grande surface de contact et favorisent ainsi le transfert de la masse (Figure 51). L'ammoniaque contenue dans le flux de matières est chassé de la phase liquide et absorbé par le gaz porteur.



**Figure 51 : Divers corps de remplissage<sup>164</sup>**

Si de l'air est utilisé comme gaz porteur, l'extraction se fait la plupart du temps par pression atmosphérique. La quantité d'air d'extraction nécessaire dépend en premier lieu de la température. Plus la température d'exploitation est élevée, plus la quantité d'air d'extraction nécessaire est faible. La plage de température optimale est située entre 50 – 60 °C, car le procédé n'est plus rentable à des températures plus élevées.

Le traitement de la fixation d'ammoniacale consécutive s'adapte au gaz porteur utilisé. Dans l'extraction à la vapeur, l'eau ammoniacale est récupérée directement comme produit, celui-ci peut également être enrichi dans une installation de distillation placée en aval. Si l'extraction se fait par air, l'air ammoniacal peut être lavé dans une colonne d'absorption avec une solution acide comme p. ex. l'acide sulfurique. Le produit qui en résulte est une solution de sulfate d'ammonium. L'eau ammoniacale ainsi que la solution de sulfate d'ammonium sont des produits utilisables p. ex. comme engrais.

Le procédé d'extraction de l'ammoniacale est utilisé seulement depuis les années 90 dans quelques stations d'épuration, surtout pour traiter l'eau de centrifugat, p. ex. dans les stations d'épuration Eslöv (Suède), Göttingen et Cuxhaven (Allemagne) et Frederikshavn (Danemark). L'objectif principal jusqu'à ce jour est la réduction de la charge de retour d'azote de l'eau de centrifugat à l'état biologique, car celle-ci présente normalement une concentration très élevée d'ammonium de plus de mille milligrammes par litre et peut augmenter de 10 à 15 % les charges d'azote à l'amenée. En même temps, une récupération des matières est possible par l'extraction d'ammonium de l'eau de centrifugat. Dans les stations d'épuration Göttingen et Cuxhaven par exemple, les produits sont prélevés et réutilisés.

Outre l'eau de centrifugat, l'eau jaune/urine est un autre flux de matières idéal pour utilisation dans l'extraction d'ammoniacale avec l'objectif d'une récupération de l'azote. Plus de 80% de l'azote éliminé par le corps humain se trouve dans l'urine qui présente alors une concentration d'ammonium élevée de 4,7 à 9,4 g/l.<sup>165 166</sup> L'une des premières stations expérimentales en Allemagne pour la récupération d'azote à partir de l'eau jaune/urine d'après le procédé d'extraction a été installée en 2006 sur le terrain de la société Hans Huber AG. L'eau jaune, collectée séparément dans le bâtiment d'exploitation, est envoyée, après une étape de précipitation MAP, à travers une colonne

<sup>164</sup> Sackewitz, M., Maier, K.-H. (1999) Strippverfahren zur Teilstrombehandlung auf Kläranlagen. WLB Wasser, Luft und Boden 1-2, 34-37

<sup>165</sup> Hanaeus, A., Hellström, D., Johansson, E. (1996) Conversion of urea during storage of human urine. Vatten 52(4), Lund (1996) 263-270

<sup>166</sup> Paris, S., Schlapp, C., Netter, T. (2007) A contribution to sustainable growth by research and development. IWA-Symposium: Water supply and sanitation for all – obligation of the water professionals for our common future, September 27-28, 2007, Berching

d'extraction et une colonne d'absorption pour récupérer l'ammonium. Le produit qui en résulte est le sulfate d'ammonium.

Les principales données des installations sont présentées dans le Tableau 38.

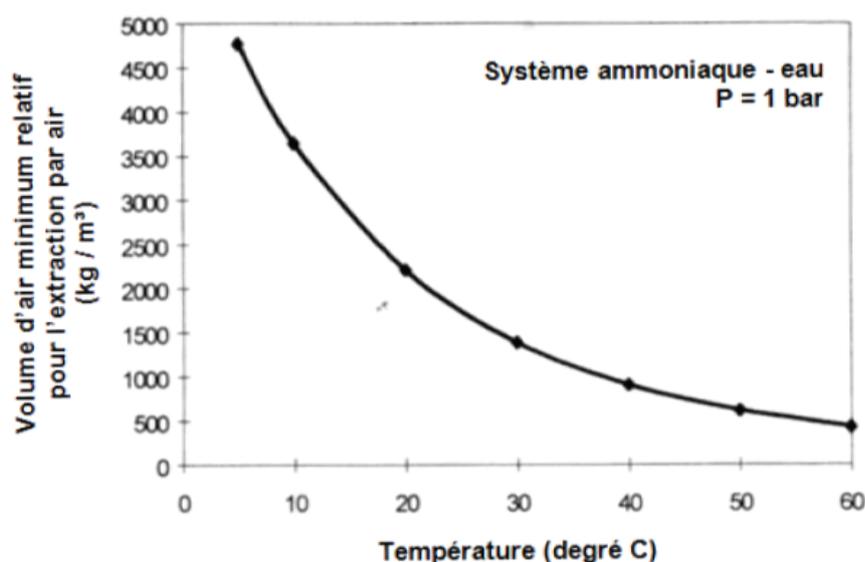
**Tableau 38 : Installations de l'extraction de l'ammoniaque dans le domaine d'épuration des eaux usées municipales**

Installation	Année de construction	Flux de matière	Débit [m³/h]	Concentration en ammonium dans l'affluent [mgNH <sub>4</sub> -N/L]	Rendement [%]	Electricité [kWh/m³]
Danemark-Frederikshavn	1990	Eau centrifugée	40699	850	90-95	9,1
Suède-Eslöv	1992	Eau centrifugée	15	550	70	6,8
Allemagne-Göttingen	1998	Eau centrifugée	19	1200	92	1,5-2,0
Allemagne-Cuxhaven	1998	Eau centrifugée	24	1000	90	1,5-2,0
Allemagne-Berching (Hans-Huber AG)	2006	Eau jaune	0,012	3870	95	-

Le traitement des eaux centrifugées via une extraction à l'air est une méthode relativement bien établie et toute une série d'installations d'extraction pour traiter les eaux centrifugées a déjà été implantée avec succès. Les paramètres d'exploitation ci-après ont fait leurs preuves dans ce contexte:

- $Q_{\text{air}} / Q_{\text{eau}} = 800:1$
- Température d'exploitation = 54 à 55 °C

Il va de soi que des températures d'exploitations plus basses imposent un volume d'air plus élevé. Le rapport théorique entre les deux grandeurs est reproduit à la Figure 52.



**Figure 52 : Volume d'air minimum pour l'extraction en présence de différentes températures d'exploitation**  
167

<sup>167</sup> Sackewitz, M., Maier, K.-H.: Strippverfahren zur Teilstrombehandlung auf Kläranlagen, 1999

Le gaz porteur peut être composé de vapeur d'eau, en plus d'air. Les avantages résident dans le fait que la phase d'extraction est directement suivie de la production d'eau ammoniacale récupérable en tant que produit en soi ou utilisable après une concentration améliorée. La deuxième étape de fixation de l'ammoniaque à l'acide nécessaire lors de l'extraction par air est superflue lors de l'extraction à la vapeur. L'inconvénient réside dans le fait que la génération de la vapeur d'eau consomme beaucoup d'énergie. Le besoin en vapeur défini par Kuttig (1991)<sup>168</sup> équivaut à 0,11 t/m<sup>3</sup>.

La mise en pratique du procédé de l'extraction par air, de même que celui de l'extraction à la vapeur pour le traitement des eaux jaunes, demeure en l'état de recherche actuellement. Citons par exemple les essais d'extraction par air sur le terrain de la société Hans Huber AG ou ceux mis en œuvre dans le cadre du projet SANSED<sup>169 170</sup>. Des essais d'extraction à la vapeur des eaux jaunes ont notamment été effectués par Tettenborn<sup>171</sup>. Les deux installations, autant celle utilisant l'air que celle à la vapeur, ont obtenu des taux de récupération élevés à > 95 % (projet SANSED, T = 40 °C, Q<sub>air</sub>/Q<sub>eau</sub> = 1600:1 – 4400:1) et > à 90 % (Tettenborn, consommation de vapeur de 0,24 à 0,42 t/m<sup>3</sup>). Le dimensionnement en pratique d'une telle installation de traitement des eaux jaunes demeure soumis à des études complémentaires, étant donné que nous ne disposons pas encore des valeurs empiriques nécessaires à une normalisation du procédé.

### Mise en pratique au Maroc

La méthode de l'extraction d'ammoniaque est pratiquement utilisable indépendamment des conditions environnantes. Elle fonctionne à condition que les flux de matières soient dotés d'une concentration élevée en ammonium, telles que les eaux centrifugées ou les eaux jaunes, du simple fait que l'amélioration de la rentabilité de la méthode est fonction de la croissance des concentrations en ammonium.

La température des eaux usées habituellement plus élevée au Maroc que dans la plupart des pays d'Europe centrale favorise la mise en pratique du procédé. Il faut savoir, dans ce contexte, que l'équilibre entre l'ammonium et l'ammoniaque se déplace au profit de l'ammoniaque en présence de températures plus élevées (voir Figure 50).

Une des difficultés pour la mise en pratique au Maroc pourrait résider dans le fait de l'importation quasi totale des équipements, étant donné que les installations d'extraction sont habituellement fournies en l'état complet par les constructeurs d'installations technologiques. Cette circonstance peut générer un prix plus élevé à l'acquisition, de même que des dépenses plus élevées liées à d'éventuelles réparations. Il va de soi que la mise en pratique au Maroc devra être précédée de l'élucidation des questions ayant rapport à la formation du personnel in situ et à la faisabilité technique sur le plan local.

<sup>168</sup> Kuttig, U.: Mehrstufige anaerobe Abwasserreinigung mit integrierter Auskristallisation von Ammonium, 1991

<sup>169</sup> Paris, S., Schlapp, C., Netter, T.: A contribution to sustainable growth by research and development, 2007

<sup>170</sup> University of Bonn: Closing Nutrient Cycles in Decentralised Water Treatment Systems in the Mekong Delta, 2009

<sup>171</sup> Tettenborn, F., Behrendt, J., Otterpohl, R.: Nutrient recovery from source separated urine, 2008

### Investissements et coûts d'exploitation

Les investissements et les coûts d'exploitation sont calculés à titre d'exemple pour une installation d'extraction par air d'un débit de 600 m<sup>3</sup>/jour et pour différentes concentrations d'ammonium. Cet exemple a notamment pour ambition de démontrer l'influence de la concentration d'ammonium sur la rentabilité du procédé.

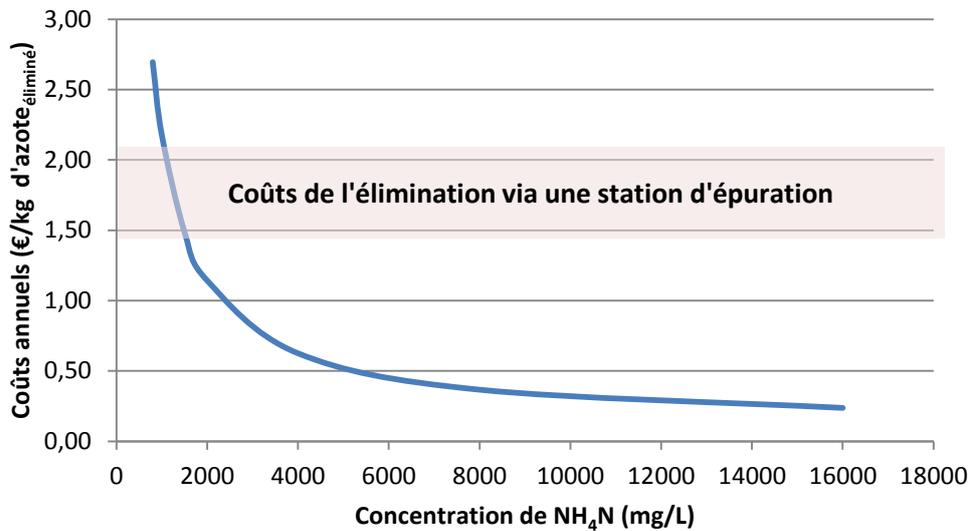
Les investissements liés à une installation d'extraction de cette taille en Allemagne sont comparables, à titre de référence, à ceux de l'installation d'extraction montée sur l'installation d'épuration de Göttingen s'élevant à 924.000 €. L'installation d'extraction est presque exclusivement composée de modules et de composants mécaniques finis et il est donc inévitable de prendre les prix sur le marché mondial plus les frais liés à l'importation en considération. Il en résulte que les investissements d'une installation d'extraction de cette taille comporteraient approximativement 1.062.000 € au Maroc (facteur de 1,15, voir Tableau 9).

Les parts attribuables aux coûts salariaux, de même qu'aux coûts des moyens d'exploitation, de l'énergie et de maintenance, sont calculées séparément dans le cadre de la définition des coûts d'exploitation. Les moyens d'exploitation NaOH et H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> sont utilisés pour augmenter le pH de la phase d'extraction respectivement pour fixer l'ammoniaque. Les produits de la vente du (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> sont pris en considération pour le calcul des coûts d'exploitation. Les estimations suivantes ont été appliquées pour le calcul des coûts d'exploitation :

Ressources humaines :	1 personne
Niveau salarial :	8400 €/an
Consommation de 96 % de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	3,6 kg/kg de NH <sub>3</sub> éliminé
Coûts spécifiques au H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,127 € / kg
Consommation de 45 % de NaOH	6,84 kg/m <sup>3</sup>
Coûts spécifiques au NaOH	0,15 €/kg
Consommation d'énergie électrique	1,51 kWh/m <sup>3</sup>
Coûts d'achat de l'énergie électrique :	9 centimes d'€/kWh
Consommation de gaz naturel	0,59 m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>
Coûts d'achat du gaz naturel :	0,37 centimes d'€/m <sup>3</sup>
Maintenance :	2 %/an du montant des coûts liés aux investissements
Recette spécifique de 41 % de solution de (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,03 €/kg

Il est également possible de procéder au calcul des annuités des investissements en partant d'une durée d'utilisation estimée à 12 ans pour l'installation et un taux d'intérêts de 3,5 %. Les frais annuels

totaux d'une installation d'extraction de cette taille au Maroc sont reproduits à la Figure 53, compte tenu du total des investissements et coûts d'exploitation annuels.

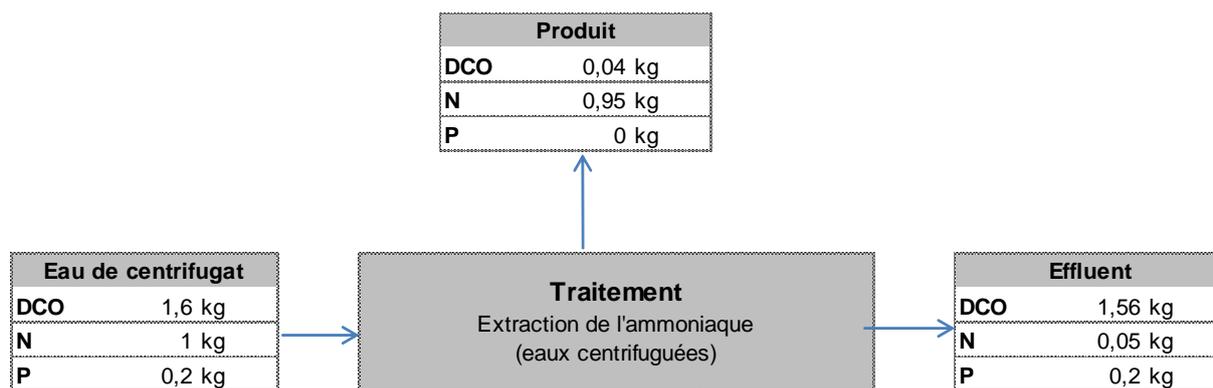


**Figure 53 : Coûts annuels d'une installation d'extraction d'un débit de 600 m<sup>3</sup>/d au Maroc compte tenu de différentes concentrations de NH<sub>4</sub>N dans les eaux usées traitées**

Les coûts annuels spécifiques à une installation d'extraction diminuent du moment que les concentrations en ammonium augmentent. La méthode de l'extraction est plus avantageuse que le traitement conventionnel de la nitrification / dénitrification dans une station d'épuration (env. 1,5 à 2 €/kg) à partir d'une concentration en ammonium de 1000 mg/l. Il découle manifestement de tout ceci que la concentration en ammonium dans les eaux usées à traiter est le facteur clé d'une rentabilité de la méthode de l'extraction.

#### Paramètres caractéristiques de flux de matériaux, d'énergie et de CO<sub>2</sub>

L'extraction de l'ammoniaque permet de récupérer environ 95 % de l'azote. Le phosphate contenu dans la charge d'amenée demeure intégralement dans l'écoulement. Les substances organiques demeurent également dans l'écoulement à raison de plus de 97 % (résultat de nos propres essais). Le bilan matière du procédé est reproduit à la Figure 54 en sachant que la relation reproduite N:P:DCO dans la charge des eaux amenées équivaut à la proportion habituelle dans les eaux centrifugées.



**Figure 54 : Bilan matière de l'extraction d'ammoniaque**

Les consommations de  $H_2SO_4$  et de  $NaOH$  pour le processus de l'extraction par air s'élèvent à 3,5 kg de  $H_2SO_4$ /kg d'azote éliminé et de 3 kg de  $NaOH$ /m<sup>3</sup> de charge d'amenée

L'extraction par air consomme 1,51 kWh d'électricité par m<sup>3</sup> de charge amenée et 0,59 m<sup>3</sup> de gaz naturel par m<sup>3</sup> de charge amenée. La consommation d'énergie primaire de l'extraction par air équivaut à 9,6 kWh/m<sup>3</sup> de charge amenée, compte tenu d'un rendement issu de la génération de courant électrique de 35% et d'un pouvoir calorifique de 9 kWh/m<sup>3</sup> pour le gaz naturel. Ceci correspond à une émission de  $CO_2$  de 2,36 kg de  $CO_2$ /m<sup>3</sup> de charge amenée en considération d'un facteur d'émission de  $CO_2$  pour l'électricité au Maroc de 0,7005 kg  $CO_2$ /kWh. Les émissions de  $CO_2$  produites durant la production du  $NaOH$  et du  $H_2SO_4$  ne sont pas prises en considération dans ce contexte.

La consommation en énergie se situe entre 40 et 55 kWh/m<sup>3</sup> de charge amenée pour l'extraction à la vapeur<sup>172</sup>. Ainsi, les émissions des  $CO_2$  de la méthode d'extraction à la vapeur se situent entre 9,8 et 13,5 kg de  $CO_2$ /m<sup>3</sup> de charge amenée.

### Impacts environnementaux

L'extraction d'ammoniaque permet de récupérer environ 95 % d'azote en tant que produit utilisable ou recyclable. Tout le phosphate et une grande partie des substances organiques demeurent dans les eaux usées à évacuer et ceci impose évidemment de soumettre les eaux usées demeurant dans l'écoulement de l'extraction d'ammoniaque à des procédés d'épuration complémentaires.

La prise en considération de l'extraction d'ammoniaque à elle seule permet de constater un apport net en énergie. La comparaison de l'extraction d'ammoniaque avec le cycle de vie habituel de l'azote, à savoir la fixation via la méthode Haber-Bosch suivie de la nitrification / dénitrification dans des stations d'épuration, met néanmoins une consommation en énergie plus faible de l'extraction d'ammoniaque (extraction par air) en évidence. La fixation et le traitement de l'azote exige de l'énergie primaire à raison de 12,2 et 12,5 kWh/kg d'azote traité. Une concentration supposée d'ammonium dans la charge amenée de 1000 mg/l permettrait donc de

<sup>172</sup> Maurer, M., Schwegler, P., Larsen, T. A.: Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery, 2003

réaliser une économie d'énergie de 15,1 kWh d'énergie primaire par kg d'azote traité, pour autant qu'il soit possible de recycler l'azote et de supprimer son traitement habituellement nécessaire dans une station d'épuration. La réduction des émissions de CO<sub>2</sub> correspond à 3,7 kg de CO<sub>2</sub>/kg d'azote traité.

Le Tableau 39 donne un résumé des effets sur l'environnement de l'extraction d'ammoniaque.

**Tableau 39 : Résumé des impacts environnementaux de l'extraction d'ammoniaque**

Impact sur les eaux	
Apport en N	5 % de la charge d'amenée <sup>1</sup>
Apport en P	100% de la charge d'amenée <sup>1</sup>
Apport en DCO	97,5% de la charge d'amenée <sup>1</sup>
Dégagement de gaz agissant sur le climat	
CO <sub>2</sub>	-3,7 kg de CO <sub>2</sub> / kg de N <sub>traité</sub> <sup>2,3</sup>
Consommation de ressources	
Consommation d'énergie	-15,1 kWh d'énergie primaire/kg de N <sub>traité</sub> <sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Uniquement en cas de déversement direct dans les eaux sans traitement complémentaire. Manière de procéder interdite en règle générale.

<sup>2</sup> Méthode d'extraction à l'air comparée à la consommation en énergie de la fixation et du traitement de l'azote dans une installation d'épuration

<sup>3</sup> Concentration d'ammonium supposée de 1000 mg/l

#### Potentiels de création de valeur ajoutée et d'économie de ressources

Les potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources de l'extraction d'ammoniaque se situent essentiellement dans la récupération de l'azote. L'économie en énergie réside dans la possibilité de pouvoir remplacer la méthode énergivore de la fixation et du traitement de l'azote par la méthode de recyclage de l'extraction d'ammoniaque.

Le tableau suivant présente un résumé des potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources de la méthode de l'extraction d'ammoniaque. Les prix des nutriments correspondent au prix actuel du marché au Maroc.

**Tableau 40 : Potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources de l'extraction d'ammoniaque**

Extraction de ressources	
Énergie	15,1 kWh d'énergie primaire/kg de N <sub>traité</sub> <sup>1,2</sup>
Nutriments	95 % de l'azote dans la charge d'amenée
Potentiel de création de valeur ajoutée	
Énergie :	47,5 centimes d'€/kg de N <sub>traité</sub> <sup>1,2</sup>
Nutriments	1,07 €/kg de N <sub>traité</sub>

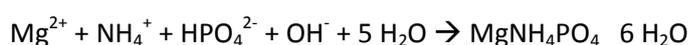
<sup>1</sup> Méthode d'extraction à l'air comparée à la consommation en énergie de la fixation et du traitement de l'azote dans une installation d'épuration

<sup>2</sup> Concentration d'ammonium supposée de 1000 mg/l

### 3.7.1.2 Précipitation de MAP

La précipitation de MAP représente une possibilité prometteuse de récupérer le phosphore en tant que nutriment via la formation de cristaux de magnésium-ammonium-phosphate. Les cristaux ainsi obtenus sont séparés et utilisés comme engrais.

Le phosphore est l'une des matières fertilisantes principales dans les eaux usées communales et peut être récupéré dans les stations d'épuration, p. ex. sous la forme MAP (Magnésium-Ammonium-Phosphate). La formation de MAP à partir d'ions de magnésium, ammonium et phosphate se fait par déplacement du poids de solubilité en augmentant la valeur pH selon l'équation suivante :



MAP forme des cristaux incolores et insolubles dans l'eau qui peuvent être éliminés des eaux usées par un procédé de décantation simple et utilisés directement comme engrais en raison de la phytodisponibilité élevée. Selon le type de procédé de cristallisation, MAP est disponible ensuite sous forme de poudre ou de granulés (voir Figure 56).



**Figure 55 : Production de MAP sous forme de poudre (à gauche) et de granulés (à droite)**

Comme flux de prélèvement pour la récupération du phosphore, on dispose, dans une station d'épuration des eaux usées d'amenée et d'écoulement, de l'eau de centrifugat provenant de l'épaississement ou de la déshydratation des boues ainsi que des boues d'épuration sous forme liquide ou déshydratée. En règle générale, les flux de matières les mieux appropriés pour la récupération du phosphore sont ceux qui présentent des concentrations de phosphate élevées, tel que l'eau de centrifugat, l'eau jaune ou la boue d'épuration. Les cendres de boue d'épuration provenant d'un traitement thermique de la boue d'épuration sont également appropriées pour la récupération. Le traitement thermique des boues se fait généralement dans un incinérateur externe et donc situé à l'extérieur de la station d'épuration.

Le phosphate se trouve dans les eaux usées aussi bien à l'état dissous dans la phase liquide que lié dans la masse de boue. Qu'il s'agisse alors d'une fixation biologique ou chimique dépend du type d'élimination du phosphore avec lequel le phosphate a été transféré des eaux usées dans la boue. Pour produire le MAP, le phosphate lié doit d'abord être extrait de son composite. Le procédé de re-dissolution dépend alors du type de fixation décrit.

Dans l'élimination P biologique (bio-P), les bactéries stockent de manière accrue les phosphates dans leurs cellules. Lors du traitement anaérobie des boues qui suit, (p. ex. dans un bassin de fermentation), les bactéries rejettent les réserves de phosphate stockées pour le gain d'énergie. Dans ce cas, on parle de re-dissolution P biologique. Le phosphate est alors présent dans la boue putréfiée ou, au stade de l'assèchement en aval, en grande partie dans l'eau trouble ou l'eau de centrifugat. La re-dissolution du phosphate lié biologiquement est également possible par procédé d'hydrolyse, c.-à-d. par désintégration mécanique ou thermique ainsi que par hydrolyse enzymatique.

Si le phosphate a été éliminé des eaux usées avec des sels métalliques, il est présent en liaison chimique dans la boue de précipitation. Sous forme liée chimiquement, le phosphate est également présent dans les cendres des boues d'épuration. Dans les deux cas, seule une re-dissolution chimique est possible, par ajout d'acide ou de lessive. La dissolution par acide permet une re-dissolution pratiquement complète du phosphate ; néanmoins, les métaux lourds sont également re-dissous et doivent être séparés dans des étapes de traitement à part. En utilisant de la lessive, le degré de dissolution est moindre, néanmoins l'avantage est que la plupart des métaux lourds ne sont pas dissous en même temps.

Outre le phosphate dissout, une plage définie de valeur pH est nécessaire pour générer le MAP ou pour déclencher la réaction de cristallisation ou de précipitation correspondante. Ainsi, dans les

stations d'épuration communales, la valeur pH doit être relevée en général à env. 9 - 10,5. Cette valeur est atteinte en ajoutant des produits chimiques alcalins comme p. ex. de la soude caustique. Une autre possibilité d'accroître la valeur pH est le stripage de CO<sub>2</sub> par aération intensive. Alors que l'ammonium est généralement déjà présent en quantité suffisante dans les eaux usées, du magnésium sous forme de chlorure de magnésium, par exemple est rajouté après relèvement de la valeur pH.

Les flux de prélèvement possibles et cités plus haut concernant la récupération du phosphore contiennent diverses concentrations de phosphate et donc des potentiels de récupération divers, relativement à la charge d'amenée.

Les données correspondantes sont présentées en récapitulatif au Tableau 41:

**Tableau 41 : Potentiel de récupération du phosphate** <sup>173</sup>

Flux de matières	Débit volumétrique/ massique	Concentration du phosphate	Forme de liaison	Potentiel de récupération relatif à la charge d'amenée
Ecoulement des stations d'épuration	200 l/(E·d)	< 5 mg/l	dissous	max. 55 %
Eaux troubles (après traitement du flux partiel)	1 – 10 l/(E·d)	20 – 100 mg/l	dissous	max. 50 %
Sapropèle déshydraté	0,15 l/(E·d)	~ 10 g/kg FS	Liaison biologique/chimique	~ 90 %
Cendres de boue d'épuration	0,0 kg/ (E·d) <sup>3</sup>	64 g/kg FS	Liaison chimique	~ 90 %

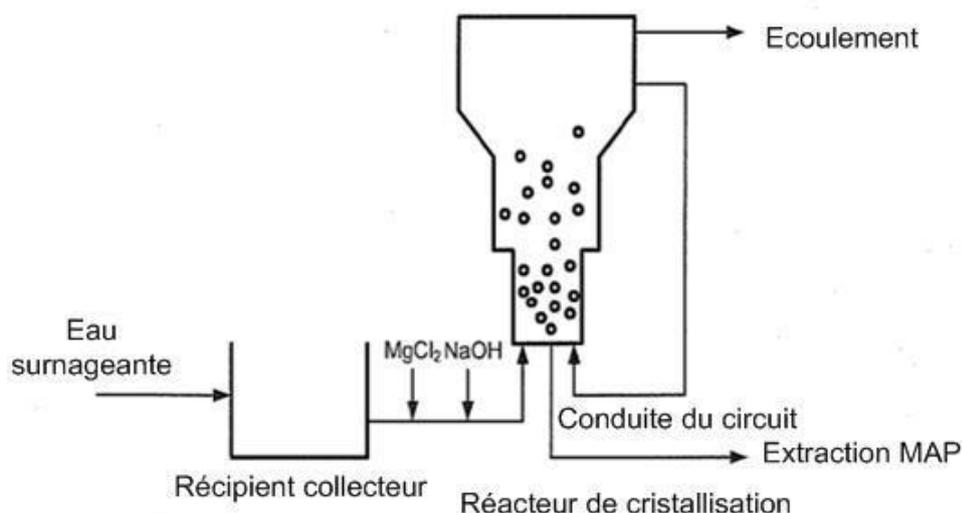
Selon Montag<sup>174</sup>, le potentiel de récupération relatif à la charge d'amenée est de 90 % pour le sapropèle et les cendres de boue d'épuration. Le taux de récupération dans l'écoulement des stations d'épuration et dans les eaux troubles est donc nettement plus faible.

Dans la pratique, les premiers procédés ont été établis dans certaines stations d'épuration communales qui effectuent une extraction MAP en premier lieu à partir des eaux troubles comme traitement de flux partiel ou à partir du sapropèle liquide. Cela en raison de la concentration P plus élevée et du débit volumétrique plus faible par rapport au flux d'eaux usées dans son ensemble. Néanmoins, en raison d'une cristallisation MAP incontrôlée provoquant une accumulation dans les conduites et posant alors des problèmes d'exploitation, on fait alors le choix d'intégrer une installation de précipitation MAP ciblée. Le taux de récupération n'est donc pas toujours le critère décisif pour lequel on renonce souvent à poursuivre une re-dissolution par hydrolyse, addition de lessive, etc. Cela pourrait changer à l'avenir avec les directives légales correspondantes pour la récupération du phosphate ; pour l'instant, néanmoins, aucune modification concrète de la loi n'est reconnaissable.

Les installations typiques qui sont utilisées pour la cristallisation MAP sont des réacteurs de précipitation spécifiques ou des réacteurs à lit fluidisé (FBR). Le schéma opérationnel d'une installation MAP avec réacteur de précipitation est représenté sur la Figure 56:

<sup>173</sup> Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung – Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen. GWA Band 212, Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen; D. Montag, Dissertation Aachen 2008, ISBN 978-3-938996-18-8

<sup>174</sup> Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung – Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen. GWA Band 212, Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen; D. Montag, Dissertation Aachen 2008, ISBN 978-3-938996-18-8



**Figure 56 : Schéma opérationnel d'une installation MAP (Entreprise Ostara)**

Après le dosage du magnésium et le relèvement de la valeur pH, les cristaux MAP s'accroissent dans le réacteur, descendent vers le fond à la taille conforme et peuvent être extraits ou conduits, si besoin est, dans un laveur de sable situé en aval. Parmi les réacteurs de précipitation, on différencie les réacteurs pour lesquels la valeur pH est relevée par aération et ceux par addition de lessive. Les réacteurs de précipitation aérés, sont, par opposition aux autres variantes, à trois phases (eaux troubles, MAP, air) et peuvent également être définis comme forme spécifique de la colonne à bulles. Dans un réacteur à lit fluidisé, du filtrat ou de l'eau de centrifugat provenant du séchage des boues passe à travers une couche de particules de matières solides comme p. ex. du sable siliceux, qui servent de germes cristallins<sup>175</sup>.

Outre les installations MAP converties à l'échelon industriel, il existe d'autres installations pilotes d'extraction du MAP donnant des résultats en partie très prometteurs. Parmi elles on recense par exemple le procédé Peco qui prévoit une re-mobilisation P biologique ciblée pour l'extraction du phosphate, sous conditions anaérobiques. A ce jour, des taux de re-dissolution allant jusqu'à 70 % de l'ensemble du phosphate fixé dans la boue ont été atteints. La précipitation du phosphate consécutive pour MAP se fait avec de l'eau de mer comme source de magnésium, sans coût supplémentaire. Pour un rapport stœchiométrique Mg:P de 1, il est possible d'atteindre ici un taux de rendement quantitatif du produit de plus de 95 %<sup>176</sup>.

Un aperçu des installations MAP est donné au Tableau 42 :

<sup>175</sup> Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Phosphorrecycling – Rückgewinnung von industriell bzw. landwirtschaftlich verwertbaren Phosphorverbindungen aus Abwasser und Klärschlamm“, RWTH Aachen / MUNLV

<sup>176</sup> Rückgewinnung von Phosphat aus Abwasser und Klärschlamm mit dem Peco-Verfahren, Müll und Abfall, Ausgabe 08 / 2007; T. Dockhorn

**Tableau 42 : Installations existantes pour la précipitation MAP <sup>177</sup>**

Opérateur / Station d'épuration	Procédé / Etat	Type de réacteur	Flux de prélèvement
STEP Berlin Waßmannsdorf (Allemagne)	Air-Prex	réacteur de précipitation aéré, à deux étages (forme spécifique d'une réacteur de colonne de bulle )	Boues de putréfaction, liquide
STEP Mönchengladbach-Neuwerk (Allemagne)			
STEP Edmonton (Canada)	Ostara	réacteur de précipitation, cylindrique	Eaux centrifuguées
STEP Geesmerambacht (Pays-Bas)	Crystalactor	réacteur de précipitation, cylindrique	Eaux centrifuguées
STEP Heemstede (Pays-Bas)			
STEP Shimane (Japon)	Phosnix	réacteur de précipitation, double-cylindrique	Filtrat
STEP Treviso (Italie)		Extraction à l'air avec réacteur à lit fluidisé (avec sable quartzes)	Filtrat
STEP Brisbane (Australie)	Installation pilote	réacteur de précipitation aéré, cylindrique (forme spécifique d'une réacteur de colonne de bulle)	Eaux centrifuguées
STEP Hiagari, Kitakyoshu (Japon)	Installation pilote (eau de mer comme source de magnésium)	réacteur de précipitation aéré, cylindrique mit innerem Zylinder, (forme spécifique d'une réacteur de colonne de bulle comme appareil passant airlift)	Eaux usée dans le flux principal
STEP Tokio (Japon)	Installation pilote pour la précipitation MAP	réacteur à lit fluidisé aéré comme réservoir principal et supplémentaire	-
Remondis Aqua/ Altentreptow (Allemagne)	Rephos (installation pilote)	-	Eaux usées d'une laiterie

On obtient également de très bons résultats pour la récupération P avec les procédés développés selon la re-dissolution chimique à partir des cendres de boues d'épuration. Les coûts de récupération sont actuellement encore au-dessus des coûts d'approvisionnement pour le phosphore extraits de manière traditionnelle ; selon toutes prévisions, cela est susceptible de changer en raison de la raréfaction mondiale des réserves de phosphore.

Les méthodes décrites et disponibles dans ce contexte sont utilisables à partir des eaux usées (dans le flux principal), de même qu'à partir des boues d'épuration respectivement des eaux centrifugées (dans le flux secondaire). Cette partie de l'exposé se concentre sur la récupération des substances contenues dans les eaux centrifugées, étant donné que cette méthode est facilement intégrable dans les stations communales d'épuration des eaux usées et qu'elle peut donc servir de possibilité efficace pour la récupération des nutriments au Maroc. La précipitation et la cristallisation peuvent se faire ensemble ou séparément de la décantation (voir Figure 57).

<sup>177</sup> Phosphorrecycling durch MAP-Fällung im kommunalen Faulschlamm, TU Berlin, Daniel Stumpf, Publikation des Umweltbundesamtes, 2007



Figure 57 : Principe du Crystalactor® et aperçu des réacteurs à Geestmerambacht<sup>178</sup>

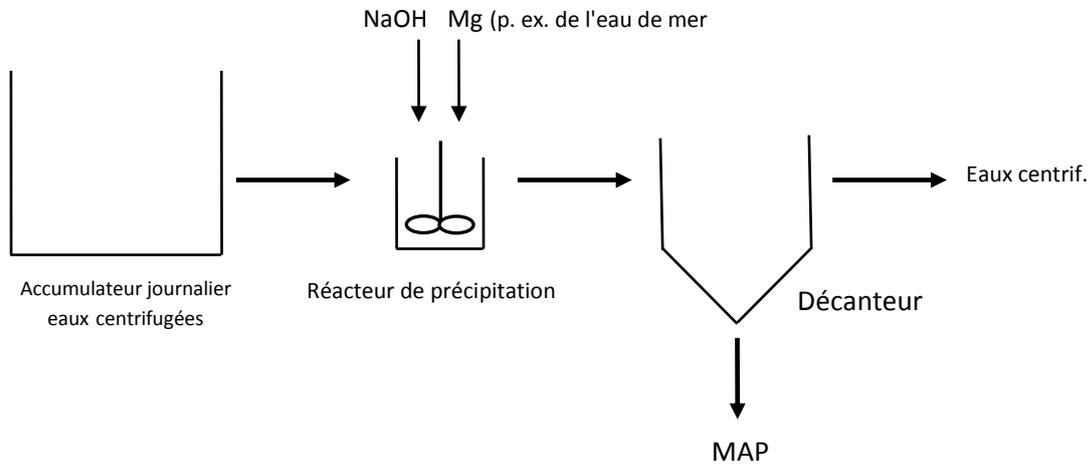
La littérature ne contient pas de directives techniques pour le dimensionnement des installations de production de MAP. La conception d'installations existantes repose sur des connaissances acquises par expérience des différents fabricants ou sur des données issues de projets pilotes. Le facteur faisant théoriquement autorité pour la taille du réacteur est néanmoins la durée de séjour des eaux (centrifugées). La précipitation est une réaction spontanée consécutive à son déclenchement et produit des boues de précipitation cristallines blanches, qui se déposent bien. La taille des cristaux, minuscules au départ, s'accroît en fonction de leur durée de stockage dans le réacteur, p. ex. via un mouvement circulaire. Il est par ailleurs possible d'accélérer le grossissement des grains via l'ajout de matières de germination, p. ex. sous forme de sable siliceux. La durée de séjour hydraulique des eaux usées ne comporte habituellement que quelques heures.

### Mise en pratique au Maroc

La récupération des nutriments via la formation de cristaux de MAP n'exige aucune température spécifique des eaux usées et peut donc quasiment se faire indépendamment des conditions climatiques. Les réservoirs des réacteurs sont habituellement fabriqués en acier. Les équipements techniques et machines possèdent nettement plus d'importance que la technique de la construction de l'installation en soi. Les éléments de l'installation sont habituellement proposés comme unité complète par les fabricants respectifs et il serait donc requis de les importer au Maroc, le cas échéant. La fabrication de réservoirs plus simples en acier, en matières plastiques, voire en béton sur site, est également envisageable en prévoyant de les équiper d'un fond incliné et d'un évent, afin que les produits de précipitation générés puissent se déposer avant de les soutirer. L'ajout de magnésium

<sup>178</sup> GIESEN et DE BOER, 2003

et de lessive, au besoin (p. ex. du NaOH) est possible dans une réaction de précipitation en amont d'une courte durée de séjour (0,5 h). Ce réacteur devrait être équipé d'un agitateur en vue d'obtenir une réaction de précipitation aussi complète que possible. La Figure 58 présente le schéma du déroulement de la production de MAP sous une forme technique simplifiée :



**Figure 58 : Schéma du déroulement de la production de MAP au Maroc**

#### Investissements et coûts d'exploitation

Les investissements et coûts d'exploitation de l'installation décrite pour la production de MAP au Maroc ont été déterminés sur base d'un apport quotidien d'eaux centrifugées de 500 m<sup>3</sup>. Les coûts respectifs pris en considération pour l'Allemagne ont été convertis à un niveau de prix approprié pour le Maroc par analogie au 3.3.2.1. Le montant des investissements ainsi déterminé et calculé s'élèverait à 567.000 € et mènerait à des coûts de capitaux annuels correspondant à 59.000 €, en considération d'un taux d'intérêts de 3,5 % et d'une durée totale de l'amortissement de 12 ans.

Les parts attribuables aux coûts salariaux, de même qu'aux coûts des moyens d'exploitation, de l'énergie et de maintenance, sont calculées dans le cadre de la définition des coûts d'exploitation. Les estimations suivantes ont été appliquées :

Ressources humaines :	50 % d'un salarié à temps complet
Niveau salarial :	8400 €/an
Consommation de $Mg^{2+}$	1,2 mol de $Mg$ /mol de P
Coûts spécifiques du $Mg^{2+}$	1,16 €/kg
Consommation d'énergie électrique	0,28 kWh/m <sup>3</sup>
Coûts d'achat de l'énergie électrique :	9 centimes d'€/kWh
Entretien et maintenance :	3 %/an du montant des investissements
Recette spécifique aux MAP	401 €/t de MAP.

Les coûts d'exploitation générés dans ces conditions cadres varient pour différentes concentrations de phosphates dans une plage entre 50 et 1000 mg/l. Les eaux centrifugées contiennent suffisamment d'ammonium; le magnésium est ajouté sous forme d'oxyde de magnésium (MgO). Le pH est relevé avec de l'hydroxyde de sodium (NaOH). La Figure 25 reproduit les répartitions des coûts annuels spécifiques en plus des coûts liés aux investissements mentionnés ci-dessus. Le total respectif des coûts se situe entre 118.000 € (pour 50 mg de  $PO_4$ -P/l) et 307.000 € (pour 1000 mg de  $PO_4$ -P/l), en sachant que les recettes susceptibles de provenir de la vente de MPA n'ont pas encore été prises en considération.

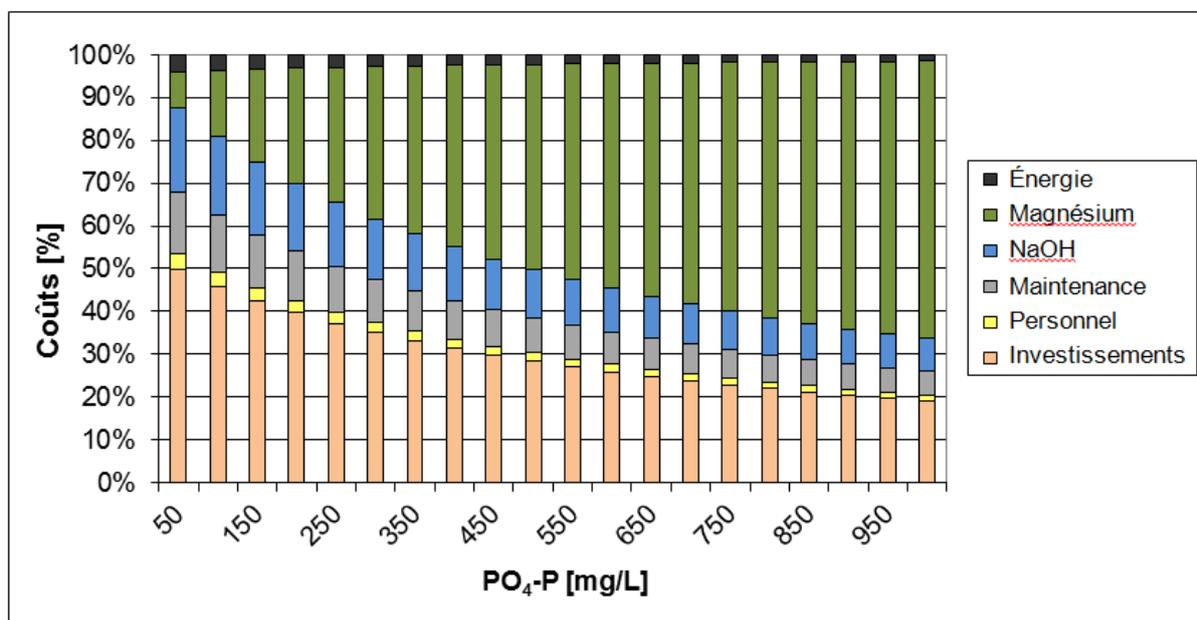


Figure 59 : Répartition en pour-cent des coûts de production de MAP (sans les produits de la vente)

Les coûts du personnel et de l'énergie ne représentent qu'une très faible part du total des coûts annuels, tandis que la majeure partie des coûts provient de l'achat du magnésium et de l'hydroxyde de sodium, de même que des coûts spécifiques aux investissements. Il est donc fortement recommandé de réfléchir à l'emploi d'eau de mer pour remplacer le magnésium (concentration de  $Mg$  d'environ 1,3 kg/m<sup>3</sup>) dans les zones proches de la côte. Un pH suffisamment élevé dans les eaux

centrifugées (d'au moins 8,5) pourrait servir à optimiser le bilan et supprimer ou réduire les coûts liés à l'hydroxyde de sodium.

La Figure 60 reproduit les coûts spécifiques à la production de MAP par rapport à la quantité de MAP et aux produits de la vente de MAP.

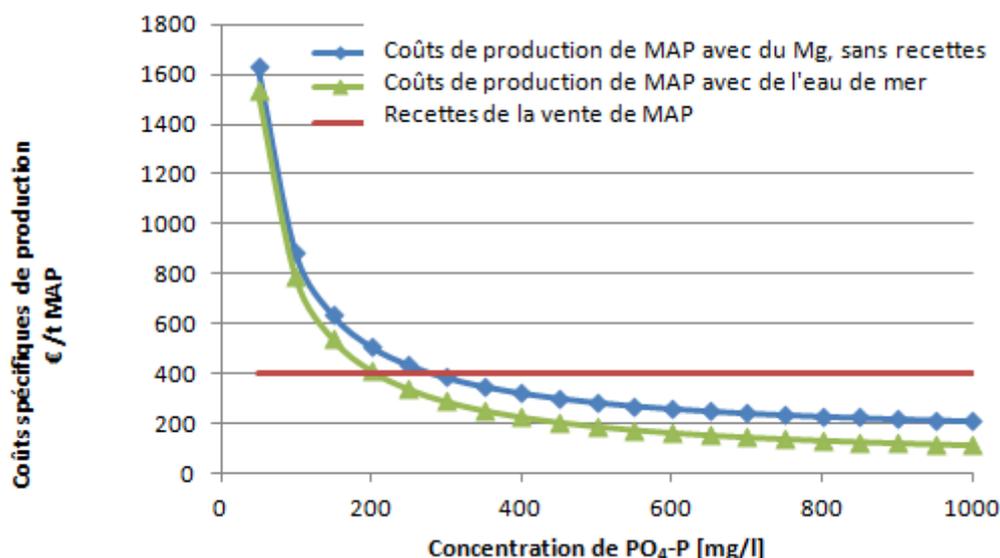


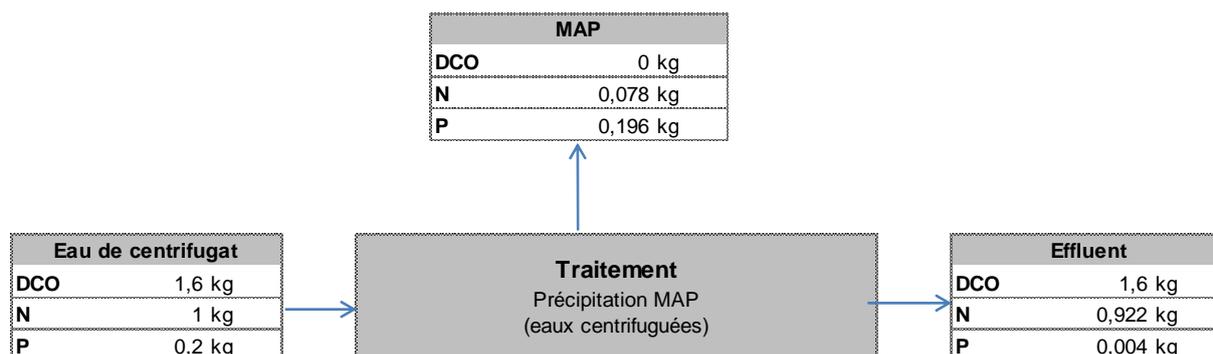
Figure 60 : Coûts annuels spécifiques à la production de MAP et recettes de la vente de MAP<sup>179</sup>

Les courbes des coûts de la Figure 60 font référence au total des coûts pour la production de MAP (investissements et coûts d'exploitation) sans les produits de la vente de MAP. Les coûts de production baisseront selon la figure s'il est possible de remplacer le magnésium par de l'eau de mer en tant que ressource gratuite (voir les coûts de production de MAP sans Mg). Les coûts pour le transport de l'eau de mer (canalisations, pompes) sont à prendre en considération de cas en cas et ont été estimés à 30 % des coûts pour l'achat du magnésium. La figure met en évidence que les coûts spécifiques à la production pour de faibles concentrations de phosphates sont relativement élevés dans les deux cas à raison de 1.500 €/t de MAP. Lors de concentrations élevées, les courbes des coûts s'approchent en asymptote des coûts spécifiques d'un montant de 200 € respectivement 100 € (en cas d'utilisation d'eau de mer) par tonne de MAP. La valeur de substitution de MAP, déterminée sur base des prix actuels des matières premières sur le marché mondial, se situe aux environs de 400 €/t de MAP. Les coûts spécifiques au traitement nécessaire pour la production de MAP sont couverts par les produits de la vente de MAP à partir d'une concentration d'environ 300 mg de PO<sub>4</sub>-P/l respectivement d'une concentration d'environ 200 mg de PO<sub>4</sub>-P/l en cas d'emploi d'eau de mer (voir le graphique).

<sup>179</sup> avec/sans Mg: en considération de la totalité des coûts pour le Mg / en cas d'utilisation d'une source de Mg sans influence sur le coût

### Paramètres caractéristiques de flux de matériaux, d'énergie et de CO2

La production de MAP permet de récupérer jusqu'à 98 % du phosphate. Ceci correspond à une part de jusqu'à 50 % par rapport à la charge d'amenée de phosphore selon le degré de retour dans les eaux centrifugées. L'azote est éliminé des eaux centrifugées dans le même rapport molaire que le phosphore, sauf que la majeure partie demeure dans les eaux centrifugées du fait de sa présence à plus forte proportion. Le carbone n'est pas transformé méthodiquement dans le produit de précipitation et demeure dans les eaux centrifugées. Le bilan matière de la production de MAP est reproduit à la Figure 61. Le bilan est basé sur le rapport habituel N.P.DCO dans les eaux centrifugées



**Figure 61 : Bilan matière de la production de MAP**

Le déclenchement du processus de cristallisation demande un pH supérieur à 7,8, ce qui impose l'ajout de lessive. La consommation spécifique de NaOH (à 45 %) pour augmenter le pH sur 9,5 rejoint en moyenne 0,89 kg/m<sup>3</sup> des eaux centrifugées.

La réaction se produit théoriquement selon les concentrations molaires dans un rapport Mg:NH<sub>4</sub>:PO<sub>4</sub> = 1:1:1, bien que l'emploi d'un certain excès de magnésium soit fréquent en pratique. Le magnésium n'est habituellement que présent en faibles quantités dans les eaux usées respectivement les eaux centrifugées et il est donc requis de l'ajouter. Les concentrations de phosphate mentionnées ci-dessus imposent un ajout de Mg<sup>2+</sup> de 0,09 à 0,3 kg/m<sup>3</sup>. L'eau de mer peut servir de produit utile pour remplacer l'oxyde de magnésium ou le chlorure de magnésium comme source de magnésium.

En partant du principe que les eaux centrifugées contiennent une concentration située entre 100 à 300 mg/l, les eaux centrifugées produisent entre 0,79 et 2,38 kg de MAP/m<sup>3</sup>. Le MAP produit est relativement pur car présent sous forme de cristaux et peut être utilisé directement comme engrais.

La consommation d'énergie de la production de MAP découle du refoulement et de la recirculation des eaux centrifugées. Une hauteur de refoulement estimée à 10 mètres donnerait une consommation de courant électrique de 0,18 kWh/kg de MAP, ce qui correspond à une consommation d'énergie primaire de 0,51 kWh/kg de MAP. Le bénéfice provient de la production d'engrais économisée, qui consommerait habituellement 12,2 kWh/kg d'azote et 7 kWh/kg de phosphore, et de l'économie en énergie de 1,58 kWh/kg de MAP en résultant. Comparé à l'élimination de l'azote et du phosphore durant l'étape d'épuration biologique dans une station d'épuration, il y a lieu de constater une économie d'énergie primaire s'élevant à 12,7 kWh/kg d'azote éliminé et de 13 kWh/kg de phosphore éliminé respectivement de 2,34 kWh/kg de MAP. L'économie pour le bilan de CO<sub>2</sub> s'élève à 0,84 kg/kg de MAP.

### Impacts environnementaux

La production de MAP à partir des eaux centrifugées permet de récupérer jusqu'à 50 % du phosphore en tant que produit utilisable ou recyclable (par rapport à la charge d'amenée de la station d'épuration). Le magnésium est ajouté comme matière première et consommé de ce fait ou remplacé par de l'eau de mer ménageant les ressources naturelles. L'azote est essentiellement présent dans la phase liquide, tandis que le carbone y est exclusivement présent. Il est interdit de déverser les eaux centrifugées directement dans les eaux après la précipitation de MAP, et nécessaire de les soumettre à une épuration. Le besoin surfacique est relativement faible en raison de la brève durée de réaction dans le réacteur. Une durée de séjour totale supposée de 4,5 h exige par exemple environ 0,18 m<sup>3</sup> du volume du réservoir par m<sup>3</sup> d'eau centrifugée. Le besoin surfacique en résultant s'élève en moyenne à 0,036 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> d'eau centrifugée si le réservoir a 5 mètres de haut.

Le Tableau 43 résume les effets sur l'environnement de la production de MAP.

**Tableau 43 : Résumé des impacts environnementaux de la production de MAP**

Impact sur les eaux	
Apport en N	92 % de la charge d'amenée <sup>1,2</sup>
Apport en P	2 % de la charge d'amenée <sup>1</sup>
Apport en DCO	100 % de la charge d'amenée <sup>1</sup>
Dégagement de gaz agissant sur le climat	
CO <sub>2</sub>	-0,84 kg/kg MAP
Consommation de ressources	
Consommation surfacique	0,036 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> d'eaux centrifugées
Consommation de magnésium	0,78 kg Mg <sup>2+</sup> /kg PO <sub>4</sub> -P <sub>apporté</sub>
Consommation d'énergie	-3,41 kWh/kg de MAP <sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Uniquement en cas de déversement direct dans les eaux sans traitement complémentaire. Manière de procéder interdite en règle générale.

<sup>2</sup> Concentration supposée d'ammonium : 1000 mg/l

<sup>3</sup> Concentration supposée de phosphate : 200 mg/l

### Potentiels de création de valeur ajoutée et d'économie de ressources

Le potentiel de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources de la précipitation de MAP réside dans la production d'un engrais contenant du phosphore et de l'azote, mais pratiquement exempt de substances nocives. Il est directement mis à la disposition des plantes et ne libère les nutriments contenus que lentement dans le sol en raison de sa solubilité réduite et c'est aussi pour cette raison que le MAP est particulièrement bien approprié comme engrais à action de longue durée. L'engrais est conditionné dans des sacs et facile à transporter. La répartition de l'engrais est possible via des dispositifs ou appareils d'épandage agricoles ou manuellement, en

sachant qu'il demeure toujours possible de cultiver des cristaux de différentes tailles en fonction de l'installation de précipitation, ce qui peut s'avérer très utile pour la manipulation de l'engrais. La récupération et la substitution possèdent beaucoup d'importance parce qu'il est connu que les eaux usées et les boues d'épuration en découlant sont essentiellement à l'origine d'une baisse du phosphate dans nos systèmes économiques. La valeur de substitution du MAP produit se situe aux environs de 400 € par tonne de MAP selon les prix actuels des matières premières sur le marché mondial.

Le Tableau 44 résume les potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources.

**Tableau 44 : Potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources de la production de MAP**

Extraction de ressources	
Énergie	3,41 kWh/kg de MAP
Nutriments	98 % du phosphate dans les eaux centrifugées <sup>1</sup>
	8 % de l'azote dans les eaux centrifugées <sup>2</sup>
Potentiel de création de valeur ajoutée	
Énergie	10,74 centimes d'€ / kg de MAP
Nutriments	3,27 € / kg P <sup>3</sup> 1,58 € / kg P <sup>3</sup> correspondant respectivement à 401 € / t de MAP <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Concentration supposée en phosphate dans les eaux centrifugées : 200 mg/l

<sup>2</sup> Concentration supposée en ammonium dans les eaux centrifugées : 1000 mg/l

<sup>3</sup> Valeur de substitution selon les prix des matières premières sur le marché mondial, valable 07/2011

### 3.7.2 Récupération des nutriments à partir des eaux usées séparées

La séparation des eaux usées, également connue en tant que nouveau système sanitaire (Neuartige Sanitärsysteme ou NASS), est une nouvelle méthode de captage et de traitement des eaux usées par rapport au système traditionnel largement répandu de la collecte et de l'évacuation de l'intégralité du flux des eaux usées. Le captage séparé des eaux grises, jaunes et brunes (ou eaux noires) crée une nouvelle opportunité pour passer d'une gestion essentiellement basée sur l'évacuation des eaux usées au profit du développement d'un recyclage des ressources.

Les ressources de substances organiques (DCO), l'azote et le phosphate existent sous une forme concentrée dans les flux partiels d'eaux jaunes et brunes (respectivement d'eaux noires) et il semble donc judicieux de récupérer les ressources contenues dans ces flux de matières d'une manière aussi

directe que possible. L'épuration des eaux usées grises (douche, cuisine etc.) demeure nécessaire, sauf qu'elle pourra se faire avec nettement moins d'efforts et de matières premières et d'énergie que l'assainissement conventionnel des eaux usées. La séparation des ressources et des quantités d'eaux usées sur trois flux de matières a déjà fait l'objet de la Figure 6 (Chapitre 2.6). Il y a effectivement lieu de constater que les eaux jaunes contiennent un potentiel élevé d'azote et de phosphate, tandis que les eaux brunes sont notamment caractérisées par une teneur élevée en substances organiques.

Les tableaux ci-après font référence aux différentes caractéristiques des flux de matières véhiculés et des charges spécifiques d'un habitant en Allemagne.

**Tableau 45 : Chiffres significatifs des charges d'urine par habitant<sup>180</sup>**

Paramètre		Unité	Moyenne	Plage (mini - maxi)	Nombre de valeurs initiales
Quantité		L/hab·j	1,37	0,5 – 2,5	27
TR		g/Hab·j	57	11 – 72	19
Substances organiques	oTS	g/Hab·j	41	7 – 60	10
	BSB <sub>5</sub>	g/Hab·j	5	2 – 10	5
	DCO	g/Hab·j	10	5 – 24	10
Nutriments	N	g/Hab·j	10,4	3,6 – 16	38
	P	g/Hab·j	1,0	0,4 – 2,5	41
	K	g/Hab·j	2,5	1,0 – 4,9	37
	S	g/Hab·j	0,7	0,6 – 2,3	9

<sup>180</sup> DWA Fachausschuss KA-1: Neuartige Sanitärsysteme, 2008

**Tableau 46 : Chiffres significatifs des charges de fèces par habitant <sup>181</sup>**

Paramètre		Unité	Moyenne	Plage (mini - maxi)	Nombre de valeurs initiales
Quantité		L/Hab·j	0,14	0,07 – 0,4	16
TR		g/Hab·j	38	21 – 60	11
Substances organiques	oTS	g/Hab·j	35	18 – 58	6
	DBO <sub>5</sub>	g/Hab·j	20	19 – 20	3
	DCO	g/Hab·j	60	37 – 63	7
Nutriments	N	g/Hab·j	1,5	0,25 – 4,2	21
	P	g/Hab·j	0,5	0,3 – 1,7	21
	K	g/Hab·j	0,7	0,24 – 1,3	17
	S	g/Hab·j	0,2	–	1

**Tableau 47 : Chiffres significatifs des charges d'eau grises par habitant <sup>182</sup>**

Paramètre		Unité	Moyenne	Plage (mini - maxi)	Nombre de valeurs initiales
Quantité		L/Hab·j	108	65 – 150	21
TR		g/Hab·j	71	2 – 125	15
Substances organiques	oTS	g/Hab·j	44	28 – 45	3
	DBO <sub>5</sub>	g/Hab·j	18	1 – 31	11
	DCO	g/Hab·j	47	7 – 102	28
Nutriments	N	g/Hab·j	1,0	0,1 – 1,7	33
	P	g/Hab·j	0,5	0,1 – 2,2	36
	K	g/Hab·j	1,0	0,2 – 4,1	16
	S	g/Hab·j	2,9	0,5 – 7,7	8

<sup>181</sup> DWA Fachausschuss KA-1: Neuartige Sanitärsysteme, 2008<sup>182</sup> DWA Fachausschuss KA-1: Neuartige Sanitärsysteme, 2008

La séparation des eaux usées est une méthode théoriquement utilisable dans n'importe quel pays indépendamment du climat et des conditions géographiques ou locales. Des installations pilotes ont p. ex. été réalisées dans plusieurs pays dans le cadre du projet ECOSAN de la Société allemande pour la coopération internationale (GIZ).

Les secteurs hôteliers et touristiques ou les établissements publics sont certainement les lieux les mieux appropriés pour une première mise en pratique des démarches de séparation des eaux usées au Maroc. Ces secteurs sont habituellement dotés d'une infrastructure et d'équipements techniques d'assainissement meilleurs que dans le reste du pays en moyenne et fournissent donc de meilleures conditions pour l'implémentation et le test d'un nouveau système.

### 3.7.2.1 Extraction de l'ammoniaque (eaux jaunes)

Le procédé de l'extraction d'ammoniaque est une méthode théoriquement toujours appropriée à la récupération de l'azote contenue dans les flux de matières riches en ammonium. L'utilisation de ce procédé est donc particulièrement intéressante pour le traitement des eaux jaunes.

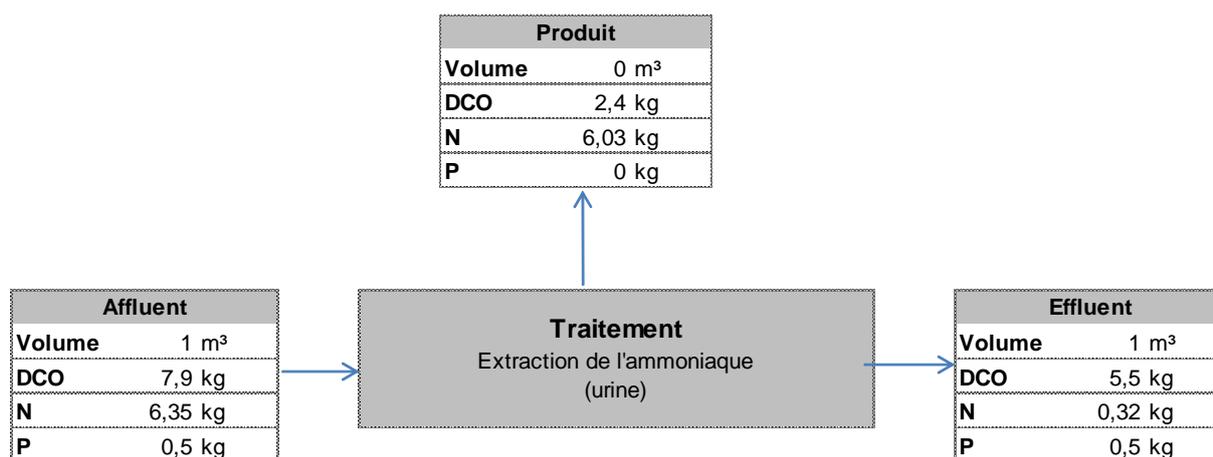
Toutes les précisions concernant le principe de fonctionnement et les paramètres d'exploitation ont déjà été données au paragraphe 3.7.1.1.

Les coûts de l'extraction d'ammoniaque des eaux jaunes sont indiqués à la Figure 21 (voir Paragraphe 4.1.2) qui fait état des coûts de traitement spécifiques en fonction de la concentration d'ammonium. La concentration d'ammonium dans les eaux jaunes se situe habituellement dans une plage de 3,6 à 16 g/l et fait que les coûts du traitement (de la valorisation) des eaux jaunes sont nettement inférieurs à ceux d'une évacuation via une installation d'épuration conventionnelle. Il est évident, dans ce contexte, que la séparation des eaux usées avec un recyclage des nutriments présente un avantage incontestable par rapport au système conventionnel de la collecte et du traitement des eaux usées.

Le bilan matière de l'extraction d'ammoniaque des eaux jaunes est reproduit à la Figure 62. 95 % de l'azote sont récupérées sous forme de  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  comme pour les eaux centrifugées. Il découle toutefois des indications bibliographiques que 30 % des substances organiques de la charge des eaux amenées demeurent dans le produit<sup>183</sup>.

---

<sup>183</sup> DWA Fachausschuss KA-1: Neuartige Sanitärsysteme, 2008



**Figure 62 : Bilan matière de l'extraction d'ammoniaque des eaux jaunes**

La consommation de produits chimiques et d'énergie du procédé figure au Paragraphe 3.7.1.1.

Les Tableau 48 et Tableau 49 résument les effets sur l'environnement et les potentiels de création de valeur ajoutée et d'une utilisation efficace des ressources issues de l'extraction d'ammoniaque des eaux jaunes. Une comparaison avec le traitement des eaux centrifugées permet de constater une réduction plus importante des émissions de CO<sub>2</sub> et une production énergétique plus élevée de l'azote traitée qui provient essentiellement de la concentration en ammonium plus élevée dans les eaux jaunes.

**Tableau 48 : Résumé des impacts environnementaux de l'extraction d'ammoniaque des eaux jaunes**

Impact sur les eaux	
Apport en N	5 % de la charge d'amenée <sup>1</sup>
Apport en P	100 % de la charge d'amenée <sup>1</sup>
Apport en DCO	70 % de la charge d'amenée <sup>1</sup>
Dégagement de gaz agissant sur le climat	
CO <sub>2</sub>	-5,6 kg de CO <sub>2</sub> / kg N <sub>traité</sub> <sup>2,3</sup>
Consommation de ressources	
Consommation d'énergie	-22,9 kWh d'énergie primaire / kg N <sub>traité</sub> <sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Uniquement en cas de déversement direct dans les eaux sans traitement complémentaire. Manière de procéder interdite en règle générale.

<sup>2</sup> Méthode d'extraction à l'air comparée à la consommation en énergie de la fixation et du traitement de l'azote dans une installation d'épuration

<sup>3</sup> Consommation d'ammonium supposée de 5,2 g/l dans les eaux jaunes

**Tableau 49 : Potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources issues de l'extraction d'ammoniaque**

Extraction de matières	
Énergie	22,9 kWh d'énergie primaire / kg N <sub>traité</sub> <sup>1,2</sup>
Nutriments	95 % de l'azote dans la charge d'amenée
Potentiel de création de valeur ajoutée	
Énergie :	72,1 centimes d'€ / kg N <sub>traité</sub> <sup>1,2</sup>
Nutriments	1,07 € / kg N <sub>traité</sub>

<sup>1</sup> Méthode d'extraction à l'air comparée à la consommation en énergie de la fixation et du traitement de l'azote dans une installation d'épuration

<sup>2</sup> Consommation d'ammonium supposée de 5,2 g/l dans les eaux jaunes

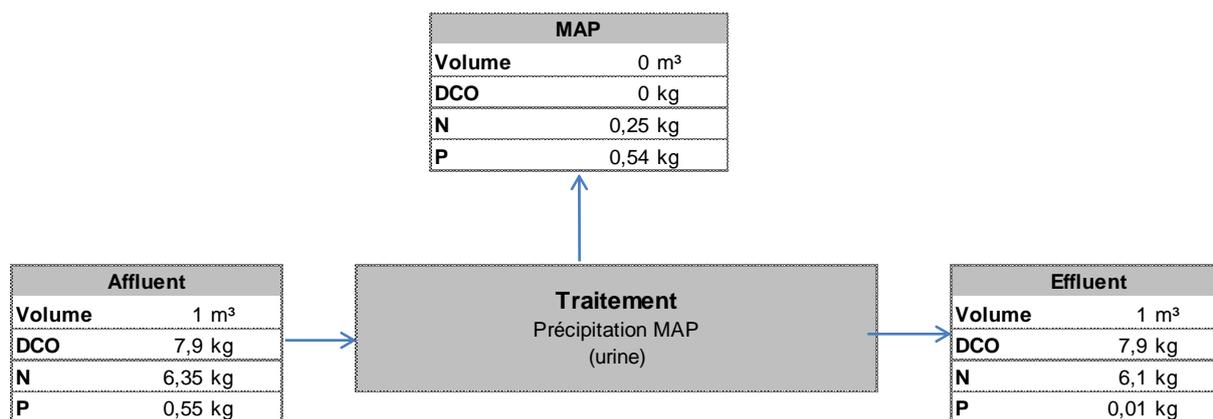
### 3.7.2.2 Précipitation de MAP (eaux jaunes)

Le procédé de précipitation de MAP (Magnésium-Ammonium-Phosphate) peut être appliqué de manière tout aussi efficace en plus de l'extraction d'ammoniaque des eaux jaunes. L'ajout de sel de magnésium permet de récupérer pratiquement tout le phosphate et une partie de l'azote contenue dans les eaux jaunes sous forme de MAP.

Toutes les précisions concernant le principe de fonctionnement et les paramètres d'exploitation ont déjà été données au paragraphe 3.7.1.2.

Les coûts de traitement de la précipitation MAP des eaux jaunes sont indiqués à la Figure 60. Il découle de ce calcul que l'extraction de MAP des eaux jaunes peut être avantageuse à elle seule, étant donné que la concentration de phosphate dans les eaux jaunes se situe habituellement entre 0,4 et 2,5 g/l. L'avantage économique par rapport au système conventionnel devient encore plus évident si l'on prend en considération les coûts de traitement du phosphate dans une installation d'épuration conventionnelle se situant entre 2 et 12 €/kg P<sub>traité</sub>.

Le bilan matière de l'extraction de MAP est reproduit à la Figure 54.



**Figure 63 : Bilan matière de la précipitation de MAP des eaux jaunes**

La consommation de produits chimiques et d'énergie du procédé figure au Paragraphe 3.7.1.2.

Les tableaux suivants résument les effets sur l'environnement et les potentiels de création de valeur ajoutée et d'une utilisation efficace des ressources issues de la précipitation de MAP contenus dans les eaux jaunes. Une comparaison avec le traitement des eaux centrifugées permet de constater une réduction plus importante des émissions de CO<sub>2</sub> et une production énergétique plus élevée des MAP traités qui provient essentiellement de la concentration en phosphate plus élevée dans les eaux jaunes, de même que de leur pH plus élevée (lavage alcalin superflu).

**Tableau 50 : Résumé des impacts environnementaux de la précipitation des MAP contenus dans les eaux jaunes**

Impact sur les eaux	
Apport en N	96% de la charge d'amenée <sup>1,2</sup>
Apport en P	2% de la charge d'amenée <sup>1</sup>
Apport en DCO	100 % de la charge d'amenée <sup>1</sup>
Dégagement de gaz agissant sur le climat	
CO <sub>2</sub>	-0,91 kg CO <sub>2</sub> /kg de MAP
Consommation de ressources	
Consommation d'énergie	-3,70 kWh/kg de MAP <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Uniquement en cas de déversement direct dans les eaux sans traitement complémentaire. Manière de procéder interdite en règle générale.

<sup>2</sup> Concentration supposé d'ammonium de 5,2 g/l et de phosphate de 0,5 g/l dans les eaux jaunes

**Tableau 51 : Potentiels de création de valeur ajoutée et d'utilisation efficiente des ressources issues de la précipitation des MAP contenus dans les eaux jaunes**

Extraction de matières	
Énergie	3,70 kWh/kg de MAP <sup>1</sup>
Nutriments	98 % du phosphate dans la charge d'amenée 4 % de l'azote dans la charge d'amenée <sup>1</sup>
Potentiel de création de valeur ajoutée	
Énergie	11,66 centimes d'€ / kg de MAP
Nutriments	3,27 € / kg P <sup>2</sup> 1,58 € / kg P <sup>2</sup> correspondant respectivement à 401 € / t de MAP <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Concentration supposé d'ammonium de 5,2 g/l et de phosphate de 0,5 g/l dans les eaux jaunes

<sup>2</sup> Valeur de substitution selon les prix des matières premières sur le marché mondial, valable 07/2011

### 3.7.2.3 Traitement anaérobie (eaux noires)

Plus de la moitié des substances organiques excrétées par le corps humain se retrouvent dans les eaux noires. La concentration respective de DCO peut comporter jusqu'à plusieurs dix milles mg/l en fonction de l'eau de rinçage utilisée. Le traitement anaérobie des eaux noires peut manifestement s'avérer avantageux parce qu'il permettrait de récupérer les substances organiques contenues dans les eaux noires pour la production d'énergie.

Les eaux noires contiennent une concentration élevée de substances spécifiques. La phase riche en matières solides des eaux noires soumise à un épaissement complémentaire présente une teneur en MS comparable à celle des boues d'épuration. Le traitement anaérobie des eaux noires peut donc se faire dans une installation habituellement utilisée pour la dégradation anaérobie des boues.

La méthode de principe et les paramètres d'exploitation du processus de dégradation sont décrits aux Paragraphes 3.6.2.

La Figure 64 reproduit les coûts annuels spécifiques à la dégradation (voir Figure 33) par rapport au DCO dégradé. Les coûts de traitement d'une petite installation de 500 m<sup>3</sup> se situent aux environs de 45 centimes d'€ par kilogramme de DCO, tandis que ces coûts n'atteignent pas les 30 centimes d'€ pour les installations capables de traiter de plus gros volumes à partir de 5.000 m<sup>3</sup>. Les coûts de traitement se situeraient aux environs de 0,4 à 1 €/kg de DCO lors d'un traitement de ces quantités de DCO dans une installation d'épuration utilisant des méthodes conventionnelles. Ceci montre que le fait de remplacer le traitement conventionnel des eaux usées par un traitement des charges de DCO dans un système anaérobie selon NASS peut, non seulement, générer une utilisation plus efficiente des ressources, mais également présenter des avantages pécuniaires.

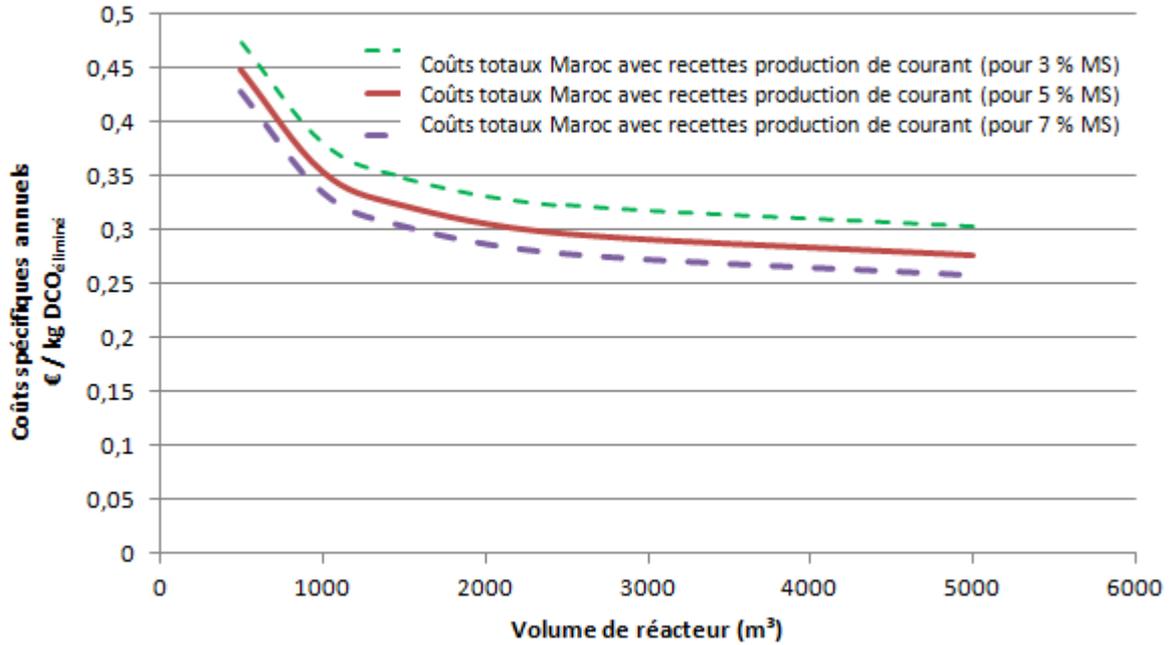


Figure 64 : Coûts spécifiques à la dégradation des eaux noires par rapport aux DCO<sub>éliminé</sub>

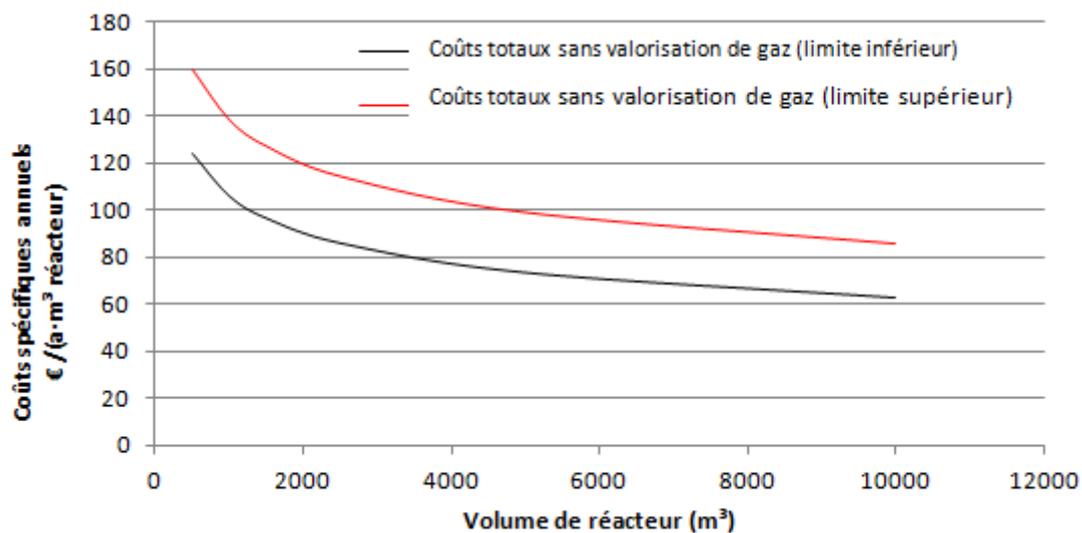
On peut aussi obtenir un coût avantageux pour l'exécution matérielle du traitement anaérobie des eaux noires peut résider dans une installation de biogaz comme celles habituellement utilisées dans le secteur agricole (Figure 65). Elles servent en premier lieu à la fermentation de matières organiques (purin) ou de matières premières renouvelables et fonctionnent d'après le même principe que la dégradation des boues. La forte promotion des énergies renouvelables fut à l'origine de la construction de nombreuses installations de ce type en Allemagne au cours des années passées. L'utilisation des installations de biogaz pour la dégradation des boues dans le secteur du traitement des eaux usées n'est pas encore très répandue, étant donné que ces installations proviennent initialement du secteur agricole.



Figure 65 : Installation de méthanisation<sup>184</sup>

<sup>184</sup> <http://www.schaumann-bioenergy.eu>, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 2011 (58), Nr. 7

La production de série normalisée fait que la construction des installations de méthanisation est nettement moins coûteuse que celle des digesteurs. La Figure 66 montre des coûts annuels spécifiques aux installations de méthanisation (sans les recettes de la vente du gaz) faisant fonction de limite inférieure et supérieure. Les coûts pour le traitement des eaux noires seraient proches de la limite inférieure correspondante à la courbe inférieure des installations aux coûts les plus avantageux pour le traitement du purin, tandis que la limite supérieure correspond plutôt aux installations destinées aux matières premières renouvelables impliquant la prise en considération des coûts respectifs pour l'achat du substrat. La différence entre les coûts d'une installation de méthanisation et d'un digesteur est caractérisée par les coûts annuels spécifiques à chacun des deux types d'installation (Figure 66 et Figure 44).



**Figure 66 : Coûts annuels spécifiques aux installations de méthanisation dans le traitement des eaux noires (modifié selon Hornbacher<sup>185</sup>)**

Le calcul en soi de la comparaison du total des coûts d'une installation de méthanisation par rapport au volume de gaz produit et des recettes de la production de courant électrique permet déjà de constater un profit à partir d'un volume de réacteur d'approximativement 1.400 m<sup>3</sup> (Figure 67).

<sup>185</sup> Hornbachner, D., Hutter, G., Moor, D.: Biogas-Netzinspeisung, 2005

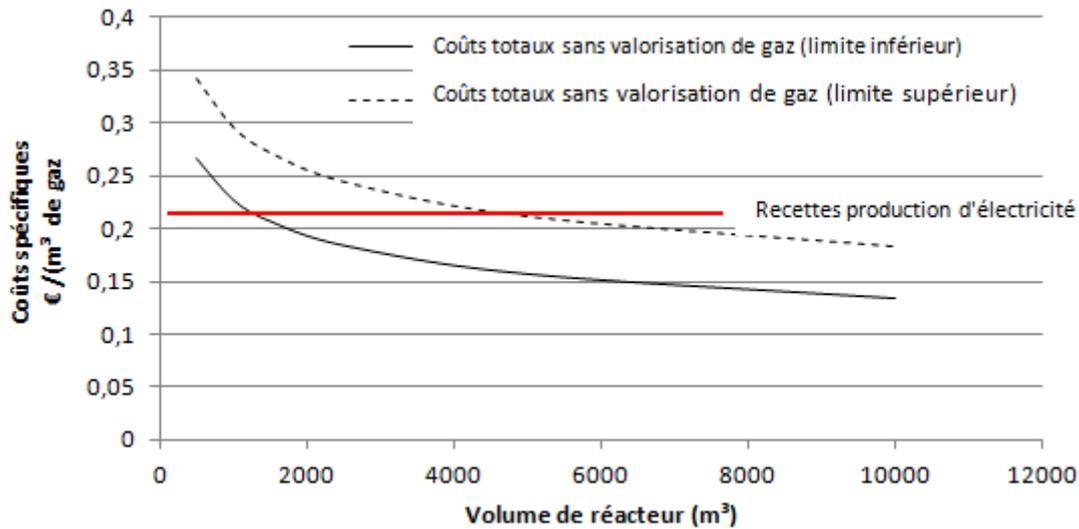


Figure 67 : Coûts spécifiques aux installations de méthanisation dans le traitement des eaux noires par rapport au volume de gaz produit [22]

Le bilan matière du traitement anaérobie des eaux noires est reproduit à la Figure 68. 65 % des substances organiques (DCO) contenues dans les charges d'amenée sont dégradées et donnent du biogaz. Le degré de dégradation est plus élevé que dans la dégradation des boues du fait que les substrats sont plus facilement accessibles dans les eaux noires que dans les boues.

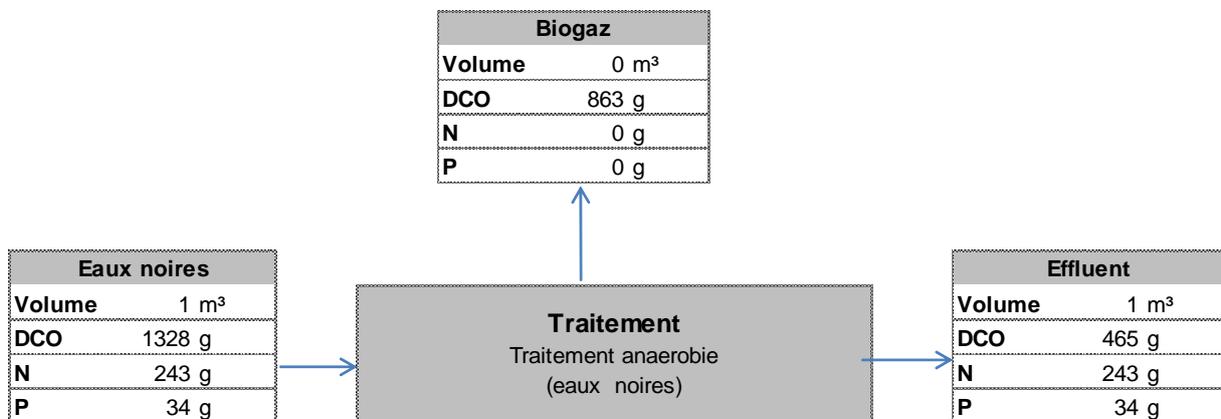


Figure 68 : Bilan matière du traitement anaérobie des eaux noires

Les valeurs caractéristiques des effets sur l'environnement et des potentiels de création de valeur ajoutée et de l'utilisation efficace des ressources du traitement anaérobie des eaux noires correspondent théoriquement à celles du traitement anaérobie des boues. Il est fait référence au chapitre 3.6.2 dans ce contexte.

### 3.7.3 Résumé

Les procédés de récupération de nutriments à partir des eaux de centrifugat ou à partir de l'urine permettent la production de matière fertilisante. La précipitation de MAP par exemple permet la production d'un engrais contenant du phosphore et de l'azote, mais pratiquement exempt de

substances nocives. Il est directement mis à la disposition des plantes et ne libère les nutriments contenus que lentement dans le sol en raison de sa solubilité réduite et c'est aussi pour cette raison que le MAP est particulièrement bien approprié comme engrais à action de longue durée.

Les procédés de l'extraction de l'ammoniaque et de précipitation de MAP conviennent particulièrement au traitement des flux de matières concentrés et à une application à grande échelle. L'économie en énergie des procédés présentés réside dans la possibilité de pouvoir remplacer la production des engrais artificiels qui entraînent une consommation élevée en énergie lors de leurs procédés de production. Ainsi, le bilan des émissions en CO<sub>2</sub> des procédés de récupération de nutriments est toujours positif.

Les procédés contribuent également à l'optimisation de l'exploitation des stations d'épuration à boues activées. Dû à l'investissement élevé des installations pour la récupération des nutriments, les produits générés ne sont pas encore compétitifs en comparaison avec les engrais artificiels.

Le traitement anaérobie des eaux noires provoque une dégradation plus élevée que celle des boues du fait que les substrats sont plus facilement accessibles dans les eaux noires que dans les boues. 65 % des substances organiques (DCO) contenues dans les charges d'amenée sont dégradées, elles donnent du biogaz et permettent ainsi une valorisation énergétique.

Le tableau suivant résume les résultats d'analyse des procédés de récupération de nutriments.

**Tableau 52 : Analyse des systèmes pour la récupération des nutriments**

	Précipitation MAP (eau de centrifugat)	Extraction de l'ammoniaque (eau de centrifugat)	Précipitation MAP (eau jaune)	Extraction de l'ammoniaque (eau jaune)	Traitement anaerobie des eaux noires	Traitement anaerobie des boues d'épuration	
<b>Economie</b>							
Investissement	moyen-élevé	élevé	moyen-élevé	élevé	élevé	élevé	3
Coûts d'exploitation	moyen-élevé	élevé	moyen-élevé	élevé	moyen-élevé	moyen-élevé	
Coûts de traitement	moyen-élevé	1 élevé	2 moyen-élevé	élevé	moyen-élevé	moyen-élevé	
<b>Répercussions environnementales</b>							
<b>Taux de dégradation</b>							
- DCO	faible	faible	faible	faible-moyen	élevé	moyen	
- N	faible	élevé	faible	élevé	faible	faible	
- P	élevé	faible	faible	faible	faible	faible	
Bilan des émissions CO2	positif	positif	4 positif	positif	5 positif	positif	
Demande en surface	faible	faible	faible	faible	faible	faible	
Consommation énergétique	élevé	élevé	élevé	élevé	élevé	élevé	
Quantité de matières résiduelles						Schlammwasser, entwässerter Schlamm	
<b>Potentiel de création de valeur ajoutée</b>							
- Bilan énergétique	négatif	6, 8 négatif	4, 8 négatif	7, 8 négatif	5, 8 négatif	positif	
Récupération des ressources (dans l'effluent/ produit)							
- DCO	pas pertinent	faible	pas pertinent	faible-moyen	moyen	moyen	
- N	élevé	élevé	élevé	élevé	élevé	élevé	
- P	élevé	faible	élevé	faible	élevé	élevé	
Récupération de l'eau	faible	faible	pas pertinent	pas pertinent	pas pertinent	pas pertinent	
<b>Types d'utilisation</b>							
- Fertilisant	agriculture	agriculture	agriculture	agriculture	agriculture	agriculture	

1 Dépend de la concentration en PO4-P (mg/l)

2 Dépend de la concentration en NH4-N (mg/l)

3 Recommandé pour une capacité à partir de 35.000 EH.

4 Méthode d'extraction à l'air

5 Méthode d'extraction à l'air comparée à la consommation en énergie de la fixation et du traitement de l'azote dans une installation d'épuration

6 Concentration supposée d'ammonium : 1000 mg/l

7 Concentration supposé d'ammonium de 5,2 g/l et de phosphate de 0,5 g/l dans les eaux jaunes

8 Si on considère dans le bilan énergétique le remplacement des fertilisants artificiels et la consommation énergétique lors de la production, le bilan énergétique du procédé de récupération s'avère positif.

## 3.8 Optimisation des stations d'épuration existantes

### 3.8.1 Lagunage

Partant de ce qui est expliqué au chapitre 5.8., les systèmes semi-naturels de traitement des eaux usées, à savoir les stations de lagunage, sont déjà utilisées au Maroc. Le chapitre présent aborde des propositions et des solutions possibles pour l'amélioration technique ainsi que pour l'optimisation des potentiels de valeur ajoutée et d'économies de ressources possibles en ce qui concerne les stations de lagunage.

#### 3.8.1.1 Lagunages non-aéré

Les étangs non-aérés ont souvent tendance à produire des émissions d'odeur. L'oxygène dissous dans l'eau est vite consommé dans le bassin de décantation disposé en amont parce que les eaux usées y restent relativement longtemps. En conséquence, des processus anaérobiques ou la putréfaction commence déjà peu après l'arrivée des eaux usées. En règle générale, ces stations disposent d'un bon rendement de dégradation des composés organiques, mais le taux de dégradation des paramètres relatifs aux éléments nutritifs est très faible. Pour cette raison, la teneur en azote et en phosphore mesurée dans l'eau effluente reste élevée. Les boues des eaux usées s'accumulent dans le bassin de décantation (première étape) posent aussi des problèmes. En raison des conditions anaérobiques et d'un temps de séjour assez long dans le bassin de décantation, une partie des boues est décomposée de manière biologique (fermentation), l'autre partie reste dans le bassin et s'y accumule (colmatage des boues). Si on n'évacue pas partiellement et régulièrement ces boues sédimentées des bassins en fonction du volume du bassin et du temps de séjour, la décomposition du carbone se réduit et l'entrée de particules au traitement d'épuration se multiplie.

#### Évacuation régulière des boues d'épuration

Une proposition essentielle pour l'optimisation comporte l'évacuation régulière des boues primaires sédimentées dans le bassin de décantation pour éviter l'accumulation et le colmatage des boues et pour assurer un certain volume du bassin et un certain temps de séjour des eaux usées à cette première étape. L'évacuation régulière des boues peut s'effectuer par des véhicules de vidange qui aspirent régulièrement les boues et les transportent aux centrales de recyclage appropriées. Des centrales de recyclage possibles sont par exemple les stations d'épuration avec traitement de boue, des stations de méthanisation ou le cas échéant une installation de Palaterra®. Mais cette solution exige une infrastructure et une logistique efficace qui devraient tenir compte de toute la région tout en mettant à disposition des véhicules de vidange par aspiration, des centrales de recyclage à proximité etc. Les principes techniques seront spécifiés plus loin dans l'étude.

L'évacuation des boues peut également s'effectuer par le biais de pompes fixes installées au fond du bassin de sédimentation. Dans ce cas, la station doit disposer d'un raccordement électrique sur place et d'une possibilité de traiter et stocker les boues. Les plateaux végétaux de déshydratation constituent une solution simple et robuste pour le traitement des boues et sont utilisés en Europe depuis 20 ans déjà.

Les plateaux végétaux de déshydratation sont des aires de séchage (pour les boues) qui sont efficaces et semi-naturelles et qui déshydratent et „raffinent“ les boues stabilisées de manière aérobique ou anaérobique. Il s'agit de bassins rendus étanches par un film plastique au fond desquels se trouve une couche drainante couverte d'humus et comprenant du gravier. Comme les filtres plantés, ces plateaux sont plantés avec des plantes aquatiques et des roseaux. Ensuite, ce plateau est alimenté continuellement en boue liquide. L'eau écoulée à travers le drainage au fond du bassin re-circule vers la charge de la station. Les plantes font progresser l'évaporation de l'eau et produisent ainsi au cours des années un substrat terreux, comparable au compost et avec un taux de siccité de 40 %. Le volume initial des boues se réduit considérablement pendant ce processus. Il n'y a pas de standards concernant le dimensionnement des plateaux végétaux de déshydratation, mais il existe des valeurs empiriques de long terme. Le dimensionnement de 0,5 m<sup>2</sup>/EH peut être considéré comme valeur maximale. Il existe des plateaux végétaux de déshydratation, en service depuis des années, qui traitent des eaux usées provenant des dizaines de milliers d'habitants. Ces plateaux ne servent qu'au traitement des boues primaires et secondaires. Ils ne font pas partie d'épuration des eaux usées. Le substrat restant s'élève à 15 – 20 L/EH par an et ressemble à l'humus. Une telle matière d'origine rurale sans influence industrielle se prête à l'utilisation agricole parce que la teneur en polluants et en éléments-trace métalliques reste raisonnable.

À titre indicatif, on pourrait consulter le règlement allemand portant sur l'épuration des eaux usées („Deutsche Klärverordnung“), mais les valeurs limites indiquées ne devraient pas être atteintes. Concernant les paramètres d'hygiène, les plateaux végétaux de déshydratation ont des taux d'élimination favorables en raison d'une durée de séjour très longue. Il est important de savoir que l'on a toujours besoin de deux étages de plateaux végétaux, un domaine en service et un domaine en stade de séchage et de déshydratation.

### Filtres plantés en aval

L'intégration ultérieure d'un filtre planté à écoulement vertical à une station d'épuration permet d'améliorer significativement le taux d'épuration dans la station. Non seulement la décomposition du carbone (DBO<sub>5</sub>, DCO) devient plus efficace, mais la quantité de composés azotés et phosphorés se réduit en même temps. De plus, les filtres plantés verticaux conduisent à une très bonne élimination de germes (Hagendorf, UBA 1994) facilitant l'utilisation de l'eau épurée comme eau d'usage et eau d'irrigation tout en préservant les ressources.

Il existe deux possibilités pour intégrer les filtres plantés à écoulement vertical. D'un côté, les filtres plantés peuvent être installés directement dans les bassins existants en aval du bassin de sédimentation en tant que deuxième ou troisième phase. D'autre part, l'installation supplémentaire des filtres plantés est possible.

Pour intégrer les filtres, le bassin correspondant est vidé de l'eau et les boues sont évacuées. Pendant la période de construction, une solution de transition doit être appliquée, ce qui est plus facile pour les stations à plusieurs phases que pour les stations à deux phases. Si l'étanchéité actuelle fonctionne toujours, la construction des filtres commence, comme pour les filtres verticaux normaux, par l'intégration d'un drainage de surface et du corps de filtre. Le conduit d'écoulement du drainage est réalisé par une chute libre au fond du bassin. L'alimentation constitue un défi à relever, car elle

devrait, si possible, se dérouler indépendamment de toute énergie étrangère. Dans ce cas, un petit bassin intermédiaire est prévu ou un dispositif pour alimentation soudaine vide le contenu du bassin intermédiaire automatiquement dès que le niveau de remplissage est atteint. Ce volume d'eau submerge l'ensemble de la superficie du filtre vertical pour peu de temps et coule verticalement à travers les couches filtrantes qui effectuent l'épuration biologique.

Un projet exemplaire en Allemagne est la station de lagunage à Volkertsweiler, Bade-Wurtemberg, un village d'environ 1.100 EH. En 2001, on y a intégré un filtre vertical dans la troisième étape d'épuration sans énergie supplémentaire.



**Figure 69 : Filtre planté en aval de la station de lagunage à Volkertsweiler**

Si le dispositif pour alimentation soudaine n'arrive pas à épandre l'eau sur la surface de façon équilibrée à cause de la taille du filtre, un système de tuyaux de distribution est installé. Si le dénivelé entre le trop-plein du bassin précédent et le bord supérieur du filtre n'est pas suffisant, un puits de pompe avec une pompe d'alimentation est nécessaire, la distribution étant garantie par un système de tuyaux de distribution.

La modernisation d'une station de lagunage avec des filtres plantés présente de nombreux avantages qui concernent avant tout le rendement épuratoire (élimination de l'azote et du phosphore, meilleure destruction des germes). L'inconvénient de ces stations est qu'elles exigent un grand temps investi dans la planification et la mise en œuvre. Une telle modernisation doit être planifiée par un ingénieur et réalisée soigneusement.

Une alternative plus simple est la construction supplémentaire des filtres plantés dans lesquels les eaux usées de la station provenant du premier, deuxième ou même troisième étage sont traitées. Selon le terrain, le dispositif pour l'alimentation soudaine (sans énergie étrangère) ou une pompe peuvent assurer l'alimentation des filtres, mais l'option sans énergie est évidemment envisagée de préférence lors de la planification. Dans une station à plusieurs phases, la troisième phase ou bien le bassin de stabilisation (si existant) peuvent être mis hors service car ils ne servent plus à l'épuration des eaux usées. Ces bassins pourraient stocker les eaux épurées comme eau d'usage ou eau à des

fins d'irrigation. Le rééquipement avec une installation pour le séchage des boues d'épuration serait également réalisable.

### 3.8.1.2 Lagunages aérés

La situation est comparable à celle des lagunages non-aérés (voir chapitre précédent). En raison des temps de séjour assez longs des eaux usées dans le bassin de sédimentation en amont, les étangs aérés causent souvent des émissions d'odeurs. En comparaison avec les lagunages non-aérés, les lagunages aérés sont plus performants en ce qui concerne la dégradation organique. Les taux de dégradation pour  $N_{\text{tot}}$  sont, eux aussi, plus élevés parce qu'une nitrification se déroule à cause de l'aération. S'il existe un troisième bassin non-aéré, même une élimination supplémentaire de l'azote par la dénitrification dans un milieu anaérobie est possible. Mais aucune élimination significative du phosphore n'aura lieu.

L'un des problèmes des étangs aérés et qui est plus prééminent que dans les étangs non-aérés est qu'outre les boues primaires, l'aération conduit à la production de quantités considérables de boues secondaires. Si aucune évacuation partielle des boues sédimentées dans le bassin de sédimentation et d'aération n'est effectuée régulièrement (dépendant du volume du bassin et du temps de séjour), le fonctionnement de la station sera fortement perturbé.

#### Évacuation régulière des boues d'épuration

Une proposition d'optimisation essentielle, parallèlement à celle pour les étangs non-aérés, consiste dans l'évacuation régulière des boues primaires du bassin de sédimentation. Dans ce chapitre se trouvent aussi des mesures pour l'évacuation et le traitement suivant.

#### Optimisation des lagunages par traitement primaire (décantation et traitement des boues)

Le lagunage est jusqu'à présent la méthode de traitement des eaux usées la plus utilisée au Maroc. Le fait que les eaux usées soient introduites directement dans l'installation sans avoir été traitées au préalable conduit à une production excessive de boue si bien que le lagunage doit être évacué. L'exploitation du lagunage peut être optimisée grâce à l'implémentation d'un traitement primaire. Environ la moitié des matières solides contenues dans les eaux usées sédimentent déjà lors du traitement primaire. Ainsi, la quantité de matières solides et la formation de boue dans les étangs seront extrêmement réduites. Les boues primaires provenant du traitement primaire contiennent une fraction organique élevée. Elles doivent être stabilisées et sont par conséquent appropriées pour la production de biogaz lors du processus de digestion. L'introduction d'un traitement primaire lors du processus d'épuration dans les lagunages peut nettement augmenter, dans un premier temps, la durée de vie des lagunages et dans un second temps, rendre le traitement des eaux usées beaucoup plus efficace en contribuant à la production d'énergie grâce à la digestion de boues.

### Traitement anaérobie en amont

La construction en amont d'un *traitement préliminaire anaérobie d'eaux usées en cascades* pourrait présenter une alternative qui certes nécessitera des investissements de grande envergure, mais qui sera efficace et pourra éventuellement créer de la valeur ajoutée. Cette construction consiste en un réservoir en béton armé volumineux et couvert comprenant plusieurs chambres qui sont lentement, en cascade, traversées par les eaux usées. Si le réacteur est planifié et dimensionné de façon appropriée, plus que 90 pour cent des charges organiques seront décomposées en biogaz. Dans les stations de petite taille, un ventilateur enlève en permanence le biogaz qui est ensuite brûlé. Dans les stations de plus grande taille, l'installation d'une centrale de chauffage à distance ou d'une turbine à gaz est recommandée pour générer de l'énergie électrique. Cette forme de prétraitement a d'une part l'avantage de mener à une très bonne dégradation du carbone qui réduit les quantités de boues à évacuer pour n'atteindre que 5 à 10 pour cent maximum du volume total de boues produites. D'autre part, ce biogaz de haute qualité peut contribuer à un approvisionnement en énergie indépendant de la station d'épuration.

L'inconvénient est l'effort de la construction par rapport aux étangs ouverts. Comparé à d'autres procédés, l'équipement technique d'un réacteur anaérobie est simple; outre le traitement de gaz, des ventilateurs automatiques sont à ajouter à ce système qui pourrait remplacer les ventilateurs installés dans le deuxième bassin. Ces ventilateurs du bassin pourraient même être intégrés dans le réacteur anaérobie.

### Un filtre planté en aval

L'intégration ultérieure d'un filtre planté à écoulement vertical dans une station de lagunage aéré pourrait améliorer l'épuration des eaux. Ce filtre vertical sert non seulement à la dégradation du carbone (DCO, DBO<sub>5</sub>) et à la nitrification, mais aussi à la retenue du phosphore qui est cependant limitée à quelques années selon les matières filtrantes choisies. Afin d'éliminer l'azote complètement, une étape anaérobie supplémentaire devrait suivre le filtre vertical p.ex. Un étang non-aéré.

D'après les instructions données au chapitre 3.3.2.2, un filtre planté à écoulement vertical peut être intégré ou modernisé.

## **3.8.1.3 Autres solutions**

### Optimisation des cours d'eau

Pour que l'eau oxygénée s'échelonne de façon équilibrée sur tout le bassin, une augmentation des rapports longueur/largeur provoque une optimisation des cours d'eau p.ex. par la construction de murs guides perpendiculaires au sens du courant. La réalisation nécessite la planification par un ingénieur et un calcul hydraulique.

### Populations d'algues contrôlées dans les bassins de stabilisation

Le soutien concret de la croissance des algues dans le troisième bassin ou dans le bassin de stabilisation pourrait engendrer une épuration des eaux essentiellement élevée. Les algues extraient des substances nutritives végétales, promeuvent la dégradation des substances organiques et oxygènent les eaux usées. Le soutien à la croissance des algues est effectué grâce à l'application d'une couche organique, en ajoutant p.ex. de la paille d'orge, de la paille de roseau etc. dans la zone d'arrivée du dernier bassin (d'env. 10 kg/1000 m<sup>2</sup>), pour développer une population stable de daphnies qui se nourrissent des algues. Ce faisant, il faut veiller à ce que les algues ne soient pas transportées dans le conduit d'écoulement de la station. Une « barrière organique » comprenant des organismes aquatiques comme les escargots pourrait y apporter sa contribution. A cette fin, des filets à maille fine ou des grillages sont étendus sous l'eau à travers toute la zone d'écoulement du bassin. Dans les conditions normales, des organismes qui absorbent les algues peuplent ces surfaces rapidement.

Si l'on vise à la création de valeur ajoutée dans les stations de grande taille, la récolte des algues s'effectue à l'aide d'enlèvement ou de filtration régulière. Par la suite, la biomasse en algues peut être recyclée en tant que matière (Palaterra®) ou en tant qu'énergie (station de méthanisation).

### Tapis flottants de plantes

Pour atteindre un rendement épuratoire plus performant et pour diminuer les émissions d'odeur, la surface de l'étang peut être équipée de tapis flottants de plantes. Il s'agit des tapis flottants en matière synthétique qui sont plantés avec des héliophytes et ensuite étalés sur la surface d'eau. Les plantes ne tardent pas à former un tapis végétal couvert dont les racines entrent dans l'eau. Ces plantes absorbent des nutriments contenus dans l'eau usée, enrichissent l'eau en oxygène et donnent de l'ombre à la surface d'eau.

## **3.8.2 STEPs à boues activées**

Il existe naturellement en fonction des techniques d'épuration des eaux usées existantes et des conditions présentées par un cas particulier, diverses possibilités d'optimiser les usines traitant les eaux usées. En principe, les stratégies d'optimisation et les potentiels doivent toujours être examinés et analysés pour chaque cas particulier, car ils peuvent extrêmement différer les uns des autres du point de vue caractéristique, si bien que des déclarations générales sont très peu utiles dans ce contexte.

En ce qui concerne les possibilités d'optimisation, on distingue en générale:

- Optimisation de procédés
- Optimisation opérationnelle
- Optimisation du processus de gestion et des séquences de travail

L'optimisation du processus de gestion et des séquences de travail exige une analyse élémentaire de chaque cas. C'est pour cette raison qu'elle ne sera pas examinée plus profondément dans ce travail. L'optimisation opérationnelle et la technologie d'optimisation quant à elles abritent un potentiel fondamental, qui sera examiné dans ce chapitre.

L'optimisation des stations d'épuration des eaux usées conventionnelles consiste souvent à

- Réduire les coûts de traitement
- Accroître l'efficacité énergétique
- Diminuer la quantité des boues d'épuration
- Accroître la stabilité de l'opération et la performance d'épuration

Dans la plupart des cas, la réduction des frais de traitement est l'objectif principal lors du développement des stratégies d'optimisation. Une analyse approfondie montre que cet objectif est en corrélation étroite avec l'augmentation de l'efficacité énergétique (réduction de la consommation d'énergie lors du traitement des eaux usées et/ou l'augmentation de la production de l'énergie propre) et la réduction de la quantité de boue d'épuration (réduction de la quantité des boues d'épuration et des coûts de traitement ainsi que la réalisation de recettes grâce à la production du biogaz).

Sur la base des analyses ci-dessus, il faudrait examiner les approches d'optimisation concrètes, qui fournissent d'une part un potentiel d'optimisation élémentaire et d'autre part celles qui paraissent prometteuses en fonction des réalités marocaines et des technologies d'épuration des eaux usées existantes au Maroc. De telles approches d'optimisation seront examinées dans les lignes suivantes.

#### Optimisation énergétique des stations d'épuration à boues activées

Du point de vue énergétique, la stabilisation anaérobie des boues combinée avec le traitement par boues activées est meilleure que la stabilisation aérobie des boues. Alors que le procédé aérobie a besoin d'énergie supplémentaire pour stabiliser les boues, le procédé anaérobie quant à lui génère de l'énergie, car de l'énergie peut être produite grâce au gaz de digestion résultant du traitement.

Pour pouvoir utiliser le procédé anaérobie afin de stabiliser les boues, il est nécessaire de construire devant l'installation à boues activées un décanteur primaire. L'élimination d'une partie de la matière organique lors du traitement primaire fait en sorte que la fraction organique dans les boues primaires augmente, produisant ainsi plus de gaz de digestion. L'élimination d'une partie de la substance organique lors du traitement primaire a aussi en même temps fait en sorte, qu'on ait besoin de moins d'oxygène dans le bassin à boues activées, si bien que les besoins énergétiques pour l'aération diminuent.

La consommation d'énergie d'une station d'épuration peut être réduite, dans l'ensemble, de 60 à 70% grâce à l'implémentation d'une digestion par rapport à la stabilisation aérobie des boues.

Pour optimiser énergiquement les installations à boues activées, on peut recourir à d'autres outils tels que la réduction de la hauteur de refoulement des pompes, l'adaptation de la géométrie des bassins (« Schlaufenreaktor ») et le raccourcissement des routes pour la circulation interne.

### Prélèvement des nutriments

L'élimination des éléments nutritifs, phosphate et azote, lors du traitement des eaux usées conventionnel (particulièrement le traitement par boues activées) engendre des coûts d'exploitation élevés, sans parler de l'effort de construction. Ainsi, l'élimination de l'azote nécessite des efforts importants concernant la ventilation (c'est-à-dire des coûts énergétiques) ainsi que des volumes supplémentaires des bassins pour la nitrification et la dénitrification. Pour éliminer le phosphate, il faut prévoir du matériel supplémentaire (précipité) et/ou des bassins séparés.

Dans cette mesure il existe une approche générale d'optimisation pour les stations à boues activées par la réduction de l'apport des nutriments dans l'affluent de la STEP ou de la charge de l'eau centrifugée pour réduire l'effort du traitement dans l'ensemble.

Dans ce contexte se révèlent les possibilités de relier ainsi le traitement par boues activées de manière intégrée avec les possibilités présentées dans les chapitres 4 et 6 concernant la séparation des eaux usées ou la récupération des nutriments.

Une séparation partielle des eaux jaunes et marron dans la zone attenante de l'installation à boues activées conduirait à une réduction partielle de la fraction des éléments nutritifs à l'entrée de la station d'épuration, ce qui entraînerait proportionnellement une réduction de l'effort requis lors du traitement des eaux usées. À titre d'exemple, les figures 48 et 49 montrent, quelles conséquences (quel impact) une telle séparation aurait sur la taille nécessaire d'une installation à boues activées d'une part et d'autre part sur la hauteur des investissements requis pour la construction d'une nouvelle installation à boues activées. Il est primordial de faire un examen cas par cas, pour identifier l'influence directe et distincte de la fraction des éléments nutritifs sur les paramètres considérés et ainsi sur l'effort total nécessaire pour le traitement, puisque les résultats de l'exemple choisi ne sont pas transmissibles ni sur les autres stations d'épuration ni sur les réalités marocaines. Par conséquent, le prélèvement de 50 % des eaux-vannes hors du flux total des eaux usées diminuerait le volume du bassin requis de plus de 50% et les besoins d'oxygène nécessaires d'environ 15%.

En plus, un prélèvement supplémentaire des eaux marron diminuerait significativement l'effort requis pour le traitement des eaux usées restantes.

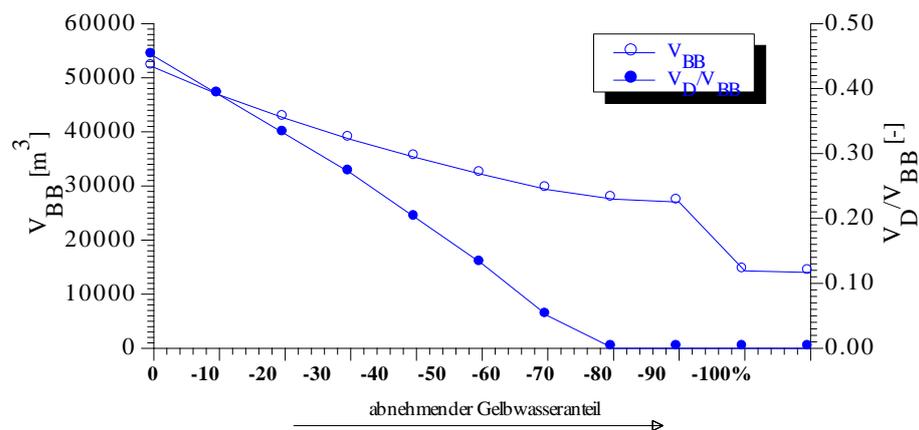


Figure 70 : Influence du prélèvement graduel des eaux jaunes sur le volume nécessaires des bassins et sur le volume nécessaire des bassins pour la dénitrification (calcul exemplaire)

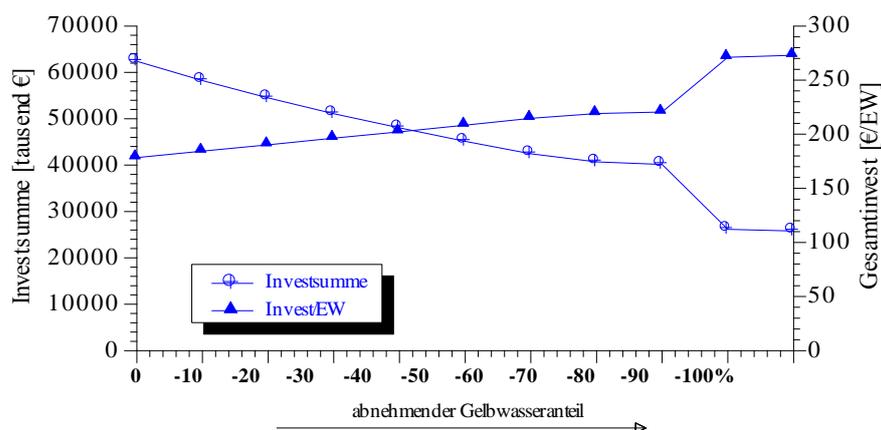


Figure 71 : Influence du prélèvement graduel des eaux jaunes sur les investissements nécessaires pour la construction d'une station à boues activées (calcul exemplaire)

Les procédés présentés dans le chapitre 4 visant à récupérer les éléments nutritifs peuvent également être utilisés dans les usines conventionnelles de traitement des eaux usées. L'objectif visé peut également consister en la récupération (partielle) des éléments nutritifs (p. ex., la production d'engrais).

#### Combinaison des STEPs à boues activées avec la production des microalgues

La combinaison d'une installation de boues activées avec la production de biomasse d'algues sera présentée comme option supplémentaire d'optimisation du traitement par boues activées comme

les conditions (rayonnement solaire intense et températures correspondantes pendant toute l'année) au Maroc sont favorables à la croissance des microalgues. En outre, la station d'épuration située sur le site de l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II à Rabat dispose d'un dispositif de traitement qui fonctionne très bien même avec l'utilisation de microalgues. Les expériences accumulées au fil des dernières années dans ce domaine sont importantes<sup>186</sup>, d'où le gros potentiel de transmission de connaissances. La dite station d'épuration dispose, contrairement à la possibilité considérée ici, d'un traitement primaire anaérobie. Ceci n'empêche pas la production de la biomasse des algues, dans la mesure où le traitement (aérobie ou anaérobie) des eaux usées dans ce cas est axé sur l'élimination des matières organiques contenues dans les eaux usées, afin que les matières nutritives azote et phosphate soient quantitativement disponibles pour la production des algues. Ainsi l'effort requis pour le traitement des eaux usées serait réduit, et grâce à la production de biomasse d'algues, on obtiendrait une source d'énergie supplémentaire pouvant être utilisée dans le domaine industriel comme matière première.

---

<sup>186</sup> El Hamouri, B.: Anaerobic reactor high-rate pond combined technology, 2004

### 3.9 Gestion des eaux pluviales<sup>187</sup>

Le paradigme traditionnel de la gestion des eaux urbaines à ce jour stipule que l'eau de pluie soit évacuée le plus rapidement et le plus loin possible des zones urbaines, soit dans un égout unitaire ou un égout pluvial (approche centralisée) (cf. Figure 72). Mais l'approche centralisée a des inconvénients, qui sont amplifiés par les effets du changement climatique:

- L'augmentation du ruissellement des eaux pluviales par l'imperméabilisation des surfaces ;
- L'augmentation des coûts dus à la mise en place de conduites de grands diamètres et au traitement en station d'épuration des eaux pluviales et des eaux usées mélangées (station d'épuration surdimensionnée);
- Faible performance des stations d'épuration par la grande charge hydraulique des stations d'épuration,
- Dégradation de la qualité de l'eau de surface par décharges ponctuelles du déversoir d'orage des égouts unitaires.
- L'augmentation du risque des inondations par surcharge rapide des systèmes d'évacuation des eaux des zones urbaines ;
- Réduction de la recharge de la nappe phréatique ;
- Diminution de l'évaporation.

Donc les problèmes associés à l'approche traditionnelle (Figure 72) permettent de la qualifier de non durable ce qui a conduit à mettre en place un nouveau paradigme pour la gestion des eaux urbaines.

Une « gestion des eaux pluviales proche de la nature » ou « gestion des eaux pluviales alternative » vise à éviter les principaux inconvénients du système centralisé et de soutenir l'équilibre du cycle naturel de l'eau. Dans le contexte du développement durable, un plan doit être conçu et mis en œuvre pour minimiser la perturbation de l'équilibre du cycle naturel de l'eau en recourant à des mesures appropriées.

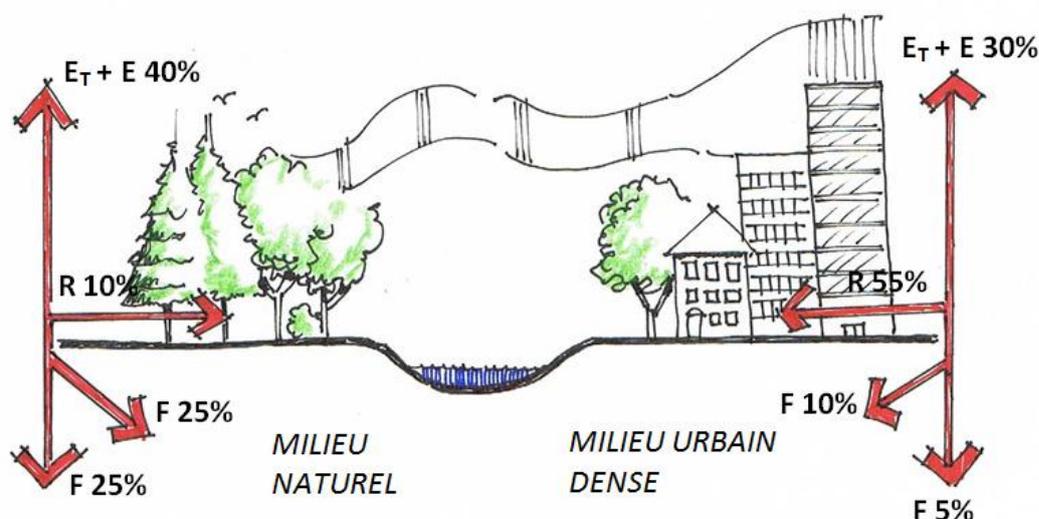


Figure 72 : Modification du cycle hydrologique résultant de l'urbanisation<sup>188</sup>

<sup>187</sup> La partie « gestion des eaux pluviales » est prise du rapport de GIZ-AGIRE/SEEE : Etude de faisabilité : Mise à niveau environnementale du bâtiment du Secrétariat d'Etat chargé de l'Eau et de l'Environnement (SEEE)/Département de l'Eau: Aspect gestion de l'eau

L'approche à retenir doit être adaptée aux conditions locales. Un compromis est à trouver si le concept «zero-runoff» (zéro ruissellement) n'est pas envisageable ; mais normalement un compromis adapté se situe entre les extrêmes 100% évacuation et 100% infiltration et évaporation.

La gestion alternative des eaux pluviales en milieu urbain se compose de:

- Captage et utilisation des eaux pluviales ;
- Infiltration et rétention des eaux pluviales ;
- Rétention du ruissellement des eaux pluviales sur la toiture.

### 3.9.1 Captage et utilisation des eaux pluviales

Le captage de l'eau pluviale (EP) est l'une des alternatives les plus prometteuses pour contrecarrer la rareté de l'eau. La réduction de l'offre et la détérioration croissante de la qualité des eaux disponibles sont autant de limites à la satisfaction de la demande à partir des ressources traditionnelles. La collecte des EP est une opportunité pour l'augmentation de la disponibilité de l'eau ; elle constitue une option durable et permet, en même temps, de compter sur ses propres ressources. En plus, la collecte et l'utilisation des EP réduit la pression sur le réseau d'assainissement et sur les stations d'épuration; ainsi que les dangers d'inondation, et favorise l'infiltration de l'eau pour recharger les aquifères.

Les EP sont gratuites et relativement de bonne qualité. Moyennant un traitement approprié, elles peuvent être même utilisées comme eau potable. Alors que la qualité bactériologique des EP récupérée à partir des toitures correctement entretenues, équipées de réservoirs étanches et bien couvertes correspond généralement à une eau pouvant être utilisée pour l'alimentation humaine et respecte souvent les normes de l'eau potable établies par l'OMS. L'utilisation des EP à des fins d'eau potable ne sera pas plus détaillée dans le présent document car elle ne fait pas partie des options proposées.

La maintenance est généralement limitée au nettoyage annuel du réservoir, des gouttières ainsi que des conduites. Le nettoyage doit avoir lieu immédiatement avant le début de la saison des pluies. Les filtres doivent cependant être inspectés une fois tous les 3 mois. Les fissures qui peuvent paraître sur le réservoir doivent être immédiatement réparées pour éviter les problèmes de pertes et de contamination de l'eau.

Au niveau de la distribution, il est fondamental de recourir à un réseau totalement indépendant de celui de l'eau potable. Les conduites et les robinets du réseau d'EP doivent être clairement distingués de ceux du réseau d'eau potable et doivent être protégés pour empêcher les utilisations non autorisées.

Les systèmes de collecte des EP peuvent être installés sur des bâtiments neufs ou anciens et l'eau collectée peut être utilisée pour divers usages qui ne nécessitent pas la qualité de l'eau potable comme

---

<sup>188</sup> Adaptée après Dunnett, 2007

- la chasse des toilettes,
- l'arrosage des espaces verts,
- l'irrigation,
- le bain,
- le lavage et
- la lessive.

La collecte et l'utilisation des EP peuvent conduire à une économie d'eau pouvant atteindre 50% d'un ménage. Mais la faisabilité de la collecte des EP dépend fortement de l'abondance et de l'intensité des précipitations. Ces dernières ne sont pas généralement distribuées de manière régulière nous obligeant à considérer les EP comme une ressource complémentaire.

Le coefficient de ruissellement généralement utilisé, qui est le pourcentage des précipitations qui se transforment en eau de ruissellement est de 0,8. L'efficacité dépend également de l'état et de l'entretien des gouttières et des conduites amenant l'eau du toit vers le réservoir de stockage. Pour le dimensionnement d'un système de collecte des EP, il est nécessaire de s'appuyer sur des données de pluviométrie de 10 ans au moins. Plus ces données sont précises et complètes plus le dimensionnement sera satisfaisant.

Un système de captage et d'utilisation des EP est composé des étapes suivantes (Figure 73).

- Captage
- Stockage
- Utilisation
- Infiltration de l'excédent.

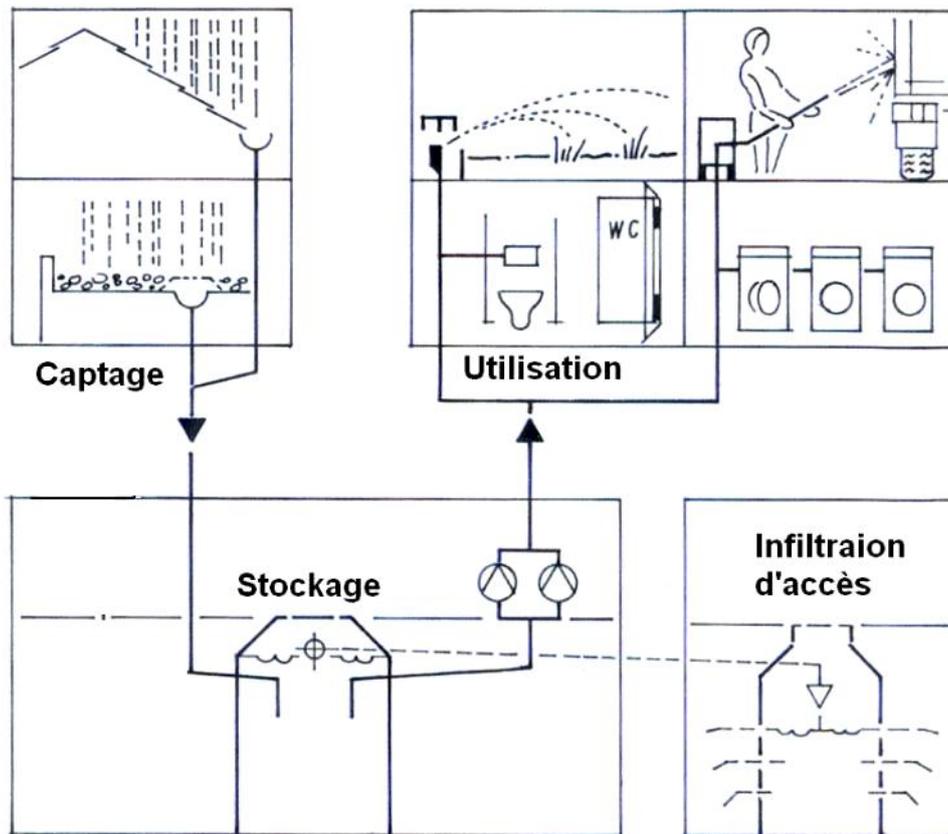


Figure 73: Composantes d'un système de captage et d'utilisation des eaux pluviales<sup>189</sup>

### Zone de captage des eaux pluviales

En général, les EP peuvent être collectées à partir de nombreux type de surface (toitures et surface dure au sol). Dans ce document, l'accent est mis sur les toitures comme étant le type de surface le plus utilisé. La qualité de l'eau collectée à partir des toitures est généralement bonne quand la construction et l'entretien de la toiture sont faits de manière adéquate.

La surface effective de la toiture et le matériau utilisé pour sa construction influencent largement l'efficacité de la collecte ainsi que la qualité de l'eau récupérée.

Le matériau utilisé doit être inerte sur le plan chimique à l'exemple du bois, de certains types de matières plastiques, d'aluminium et la fibre de verre. Les tuiles en argile cuite ou en béton de préférence non peintes sont appropriées pour la récupération d'une excellente qualité d'EP.

### Stockage des eaux pluviales

Avant son stockage dans une citerne ou un bassin et avant son utilisation, l'eau peut être filtrée pour enlever les particules et les débris. Les tamis capables d'arrêter les débris volumineux comme les

<sup>189</sup> Koenig, K., 2011

feuilles des arbres doivent être installés à l'entrée du bassin. En plus, il est recommandé de mettre en place un système type "first flush" qui écarte l'eau récupérée des premières pluies reconnues comme chargée en impuretés. Les mêmes dispositions s'appliquent à la collecte des eaux de ruissellement d'une surface dure au sol. Dans ce cas, des filtres de gravier et de sable simples peuvent être adoptés pour filtrer l'eau des premières pluies.

Le réservoir de stockage est en général la part de l'équipement la plus coûteuse du système de collecte des EP de sorte qu'un grand soin doit être mis pour le dimensionnement et la construction de cet ouvrage. Le réservoir doit durer longtemps, il doit être imperméable dans les deux sens (intérieur-extérieur et extérieur-intérieur) de sorte que l'eau ne puisse pas être perdue ni contaminée. Les réservoirs peuvent être fait de différents matériaux (matières plastiques, fibre de verre ou béton) et peuvent être construits en souterrain ou à la surface du sol selon les situations (Figure 74 ).



**Figure 74 : Réservoir d'eau de pluie installé au Brésil<sup>190</sup>**

Le dimensionnement du réservoir de stockage dépend des facteurs suivants :

- Disponibilité de l'eau de pluie :
  - Type et taille de la zone de captage ;
  - Régime des précipitations et conditions climatiques ;
  - Durée de la période sèche ;
- Demande en eau à satisfaire:
  - Quantité à fournir;
  - Période d'utilisation.
  - Espace disponible pour le réservoir ;
  - Ressources financières disponibles;
  - Période d'amortissement.

---

<sup>190</sup> Photo: Gnadlinger

### Système d'utilisation des eaux pluviales

Le réseau d'approvisionnement en EP doit être séparé du réseau d'approvisionnement en eau potable pour éviter toute interconnexion. Les deux réseaux doivent être aisément distingués.

Le système d'alimentation en EP peut être conçu comme un système d'approvisionnement en eau potable conventionnel ; il nécessite généralement des pompes pour l'approvisionnement en eau à partir du réservoir d'EP. Le système d'approvisionnement en eau de pluie doit avoir une pression suffisante pour garantir le bon fonctionnement de la robinetterie connecté.

### Système d'infiltration de l'excédent d'EP collectée

L'installation doit permettre l'infiltration de l'excédent d'EP évacué par le trop-plein du réservoir. L'infiltration de ce excédent est recommandé étant donnée la qualité de l'EP récupérée.

### Efficiences économiques des systèmes

La période d'amortissement d'un système de collecte d'EP peut aller de 10 à 20 ans selon le tarif de l'eau potable, les règlements locaux et le coût des installations. Il faut toutefois signaler que tant le réservoir que les gouttières et les conduites peuvent fonctionner pendant une durée de temps assez longue.

Le coût des systèmes de captage et utilisation des EP inclut celui de l'installation, d'exploitation et de maintenance. Le coût du stockage est de loin le montant le plus élevé de l'investissement ; il peut aller de 30 à 45% du coût total selon la taille du système installé. La pompe de relevage et de mise en pression, un contrôleur de pression et les accessoires représentent les autres dépenses essentielles du projet. Un système de collecte d'EP réalisé au cours de la construction du bâtiment revient moins cher qu'un système adopté après la construction.

## **3.9.2 Infiltration des eaux pluviales**

Dans la situation où la collecte et l'utilisation des EP n'est pas possible pour une raison ou une autre, l'infiltration de ces eaux est considérée comme une option de gestion des eaux de ruissellement.

L'infiltration des EP entre dans le cadre du drainage des eaux de surface lequel vise l'utilisation des eaux de ruissellement comme ressource propre, comme moyen de recharger la nappe, pour augmenter le débit des cours d'eau avoisinants, pour réduire les risques d'inondations et pour lutter contre la pollution des eaux. L'objectif est de retenir l'eau sur le site quand si possible, de la traiter puis de rendre disponible pour un usage ultérieur. Par ailleurs, l'infiltration décentralisée des EP peut constituer une alternative économique et locale aux systèmes conventionnels de lutte contre les inondations.

Les techniques d'infiltration ont été utilisées pendant plusieurs années comme moyen de lutter contre les inondations et la pollution des eaux. Cependant l'infiltration n'est pas possible ou n'est pas indiquée dans les circonstances suivantes :

- Forte densité urbaine,
- Faible perméabilité du sol, et/ou de la
- Proximité de la nappe.

L'infiltration des EP offre plusieurs avantages en relation avec la qualité de l'eau, la biodiversité, et la végétation. Les principaux bénéfices sont :

- Réduction des volumes rejetés dans le réseau d'assainissement
- Remise de l'eau dans son circuit naturel
- Augmenter ou maintenir le niveau des eaux souterraines

Le coût de mise en place de systèmes d'infiltration sera réduit si sa mise en place est accompagnée d'une collecte /utilisation des EP.

#### Facteurs influençant l'infiltration des EP

Les facteurs importants pouvant garantir le succès d'un projet d'infiltration sont :

- Situation de la nappe : les niveaux de la nappe et leur variation doivent être connus. Il est recommandé que la distance entre le système et le niveau maximum de la nappe ne doive pas être inférieur à 1-1,5 m.
- Porosité et perméabilité du sol : ces deux facteurs influencent le processus d'infiltration. La vitesse d'infiltration doit se situer entre  $10^{-3}$  à  $10^{-6}$  m/s.
- Couvert végétal : La couche supérieure du sol (30 cm) influence de manière positive l'infiltration quand elle est couverte de végétation. D'une part l'eau absorbée par les plantes puis évapotranspirée retourne dans le circuit naturel de l'eau d'autre part, le complexe sol-plante fonctionne comme un filtre ce qui réduit les risques de colmatage de la surface d'infiltration.
- Distance minimum des habitations : Elle dépend des conditions particulières de chaque projet. Toutefois, il est recommandé d'observer une distance de 6 m minimum pour éviter tout impact négatif sur les fondations des constructions.

#### Technologies d'infiltration

Le rôle d'un système d'infiltration est d'intercepter un volume d'eau de ruissellement et d'assurer sa pénétration dans le sol sur une période de plusieurs heures voir plusieurs jours.

Différents systèmes peuvent être utilisés à cet effet. Parmi lesquels on peut citer :

- Revêtement perméable (ex : parking et rues perméable) ;

- Couche de sol végétalisée ;
- Bassin d'infiltration végétalisé ;
- Noues végétalisées ;
- Infiltration souterraine ;
- Tranchées ;
- Puits d'injection ;
- Combinaison des techniques dans les systèmes « tough-trench ».

Chaque technique a ses avantages et surtout ses limites comme la surface drainée ou la disponibilité du terrain ainsi qu'une variété de données physiques spécifiques au site (pente, niveau de la nappe etc.). Par conséquent, une étude de ces facteurs doit être faite avant la sélection d'une combinaison de technologies appropriées à mettre en place (cf.

Figure 75 :).

Il est important de distinguer entre le système de détention et le système de rétention. Le premier offre un stockage temporaire de l'eau de ruissellement avant de la libérer ; le second retient l'eau et assure son infiltration complète.

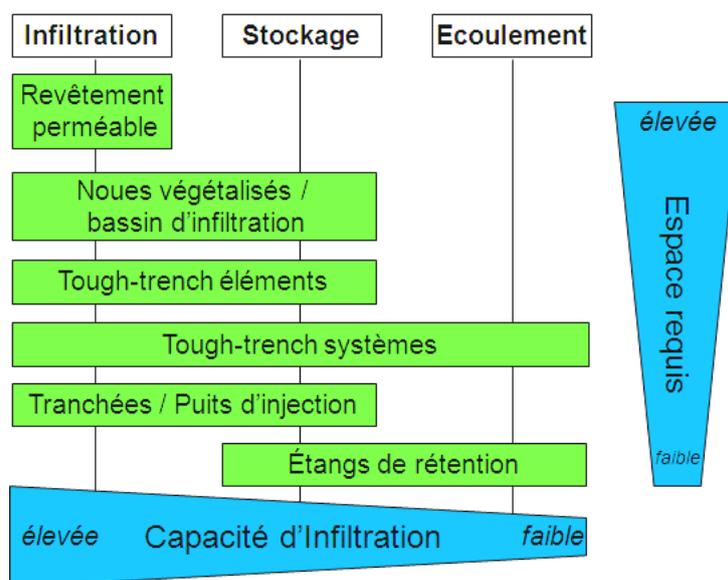


Figure 75 : Éléments techniques permettant le choix d'une technique d'infiltration des eaux pluviales<sup>191</sup>

<sup>191</sup> Source modifié: Barjenbruch, 2007



**Figure 76 : Technologies d'infiltration : Bassin d'infiltration, noue végétalisée et tranchée**

### Conduite et entretien

En général, la conduite et la maintenance d'un système d'infiltration des eaux de ruissellement dépend de la technologie adoptée, des caractéristiques du sol ou du matériau utilisé comme milieu d'infiltration et du degré de pollution de l'eau de ruissellement.

Le colmatage du sol ou du matériau drainant joue un rôle significatif dans l'entretien et la maintenance du système. Après une certaine durée d'exploitation, l'on doit procéder au remplacement du matériau d'infiltration (gravier, sable etc.) en place. La présence de zones de stagnation et/ou les débordements permanents sont une indication de colmatage et nécessitent la maintenance du système.

### **3.9.3 Réduction des eaux de ruissellement par les toitures végétalisées**

Cette technique consiste à ralentir le plus tôt possible le ruissellement grâce à un stockage temporaire de l'eau sur les toitures. Les toitures végétalisées comprennent en général une couche spéciale de géotextile pour protéger le toit et une couche de végétation (Figure 77 et Figure 78). Les avantages escomptés des toitures végétalisées sont :

- Rétention et réduction des eaux de ruissellement ;
- Délestage du réseau public d'égouts;
- Filtration des eaux pluviales avant captage pour utilisation ;
- Amélioration du microclimat ;
- Fixer les poussières ;
- Isolation des toitures et murs (en association avec les murs verts) ;
- Esthétique du bâtiment ;
- Création d'habitats naturels.

Enfin, il est à signaler que l'installation de panneaux photovoltaïques sur une toiture végétalisée est recommandable car l'effet de rafraîchissement provoqué par la végétation permet d'augmenter l'efficacité des panneaux.

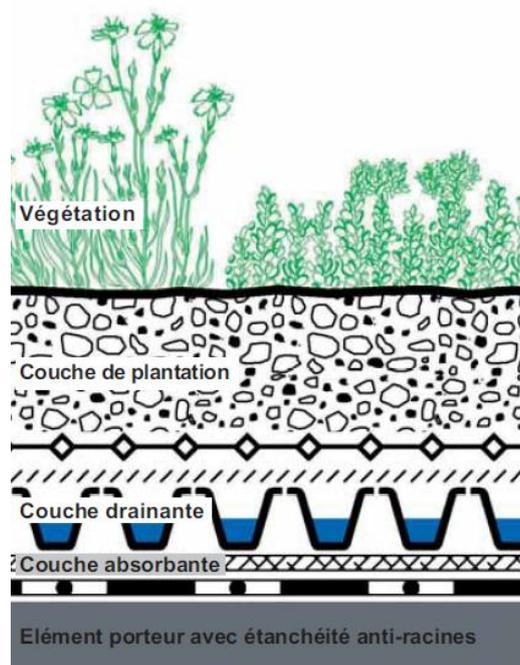


Figure 77 : Structure des toitures végétalisées<sup>192</sup>



Figure 78 : Toitures végétalisées et murs verts<sup>193</sup>

### Types de toitures végétalisées

On peut distinguer plusieurs types de toitures vertes :

- Toitures intensives : Il s'agit de jardin sur les toitures traditionnelles demandant une profondeur de sol importante. Le qualificatif "intensive" provient du fait que ce type de toiture a un accès facilité car il demande un entretien important, une irrigation régulière et peut accueillir des plantes de taille importante, des pelouses conventionnelles, des herbes de cuisines, des buissons et des petits arbres.

<sup>192</sup> Source: [www.ecovegetal.fr](http://www.ecovegetal.fr)

<sup>193</sup> Source: ZinCo green Roof & Green Design Nomad

- Toitures extensives : Les toitures type "extensives" sont conçues de manière à ce qu'elles soient autonomes en demandant un entretien minimum. L'accès à ces toitures peut avoir lieu une fois par an pour l'entretien. Le sol a une faible profondeur (fait de composte généralement).

#### Désavantage des toitures végétalisées

Le principal désavantage des toitures végétalisées reste le coût d'investissement initial. De plus, certains types de toiture nécessitent des structures plus renforcées particulièrement dans les zones sismiques. Par ailleurs, il n'est toujours pas possible d'adapter les toitures végétalisées à des bâtiments existants en raison du dépassement des charges statiques permises. Le coût d'entretien et de maintenance dépend du type de toiture installée ; pour certains types ce coût est faible.

Le coût d'étanchéisation et des structures est souvent élevé surtout pour les toitures qui nécessitent une certaine rétention d'eau pour le besoin des végétaux et le risque d'infiltration. "Cependant, un couvert végétal fait de plantes grasses (cactus) ne nécessite pas la rétention de l'eau par le sol et peut supporter de longues périodes sans pluies ce qui fait qu'une simple couche de drainage peut résoudre le problème".

## 4 Conclusion

La présente étude propose une vision globale de la gestion intégrée des ressources en eau visant en premier lieu la valorisation des eaux usées domestiques. L'objectif principal sera d'atteindre les taux les plus élevés possibles de la réutilisation des eaux usées épurées et d'orienter les procédés de traitement vers leur réutilisation pour bénéficier au maximum des ressources dont disposent les eaux usées.

Les différents concepts et approches de la gestion durable des ressources en eau présentés dans le chapitre 2 ont explicité que les eaux usées contiennent des quantités importantes en nutriments et en matière organique qui – dans le sens d'une gestion de flux de matériaux – méritent d'être valorisé au lieu d'appliquer des technologies coûteuse « fin de canalisation » qui visent l'élimination des ces ressources précieuses.<sup>194</sup>

L'objectif de la partie 2 de l'étude est de présenter des approches et des mesures d'une gestion intégrée des ressources en eau et en particulier d'évaluer et comparer les différents systèmes de traitement et de valorisation des eaux usées en vue de leur potentiel de récupération des ressources, leur performance économique et leur répercussions environnementales.

La gestion intégrée des ressources en eau inclut la gestion rationnelle de l'eau. L'emploi de technologies efficaces et d'approches de gestion afin d'économiser l'eau potable conduisent à une réduction du volume des eaux usées et au ménagement des ressources en eau. Le chapitre 3.1 a montré que les technologies d'économie d'eau permettent une réduction de la consommation en eau entre 40-70% par rapport aux technologies conventionnelles. Outre l'application dans le secteur de l'habitat, les technologies d'économie d'eau conviennent aussi à une utilisation dans le secteur touristique et publique.

Comme le secteur agricole reste le principal consommateur en eau relevé et qu'il est marqué par les pertes importantes en eau d'irrigation, ce secteur offre des plus grands potentiels en économie d'eau. Outre l'application des systèmes d'irrigation modernes et la mise à niveau de l'infrastructure de transport, le remplacement des ressources en eau conventionnelles par les eaux usées épurées est décisif.

En ce qui concerne les systèmes de collecte des eaux, aucune recommandation généralisée ne peut être donnée. La sélection des systèmes adaptés de collecte doit se faire cas par cas selon différents paramètres (système de traitement décentralisé ou centralisé, relief du terrain, conditions géologiques, habitat dispersé ou compact). En général, les systèmes séparatifs sont à favoriser puisqu'ils réduisent la charge volumétrique afin d'éviter de surcharger les STEP en cas d'orage et permettre en plus une valorisation des eaux pluviales non-polluées.

Les chapitres 3.3.2.1 à 3.3.2.5 ont décrits les différents systèmes de traitement biologiques des eaux usées applicables particulièrement en milieu urbain. Les analyses ont montré que le seul système de traitement disposant d'un bilan énergétique positif est celui du traitement anaérobie des eaux usées. Lors du procédé, la dégradation anaérobie de la matière organique permet de générer plus d'énergie qu'elle n'en consomme au cours de l'exploitation. Il s'ensuit en conséquence un bilan positif des émissions de CO<sub>2</sub>.

---

<sup>194</sup> Cf. Werner, C.; Fall, P.; Schlick, J.; Mang, H.-P. : Raisons pour et principes de l'Assainissement Écologique, 2008

L'opération du filtre planté génère également un produit valorisable (en plus de l'eau usée épurée). La production de biomasse s'élève à 2-4 kg de roseau par m<sup>2</sup> de filtre planté, ce qui équivaut à une production d'énergie primaire de 0,5 kWh/m<sup>3</sup> d'eau usée.

Un traitement anaérobie des boues d'épuration résultant du procédé à boues activées ainsi qu'un prétraitement anaérobie des eaux usées destinées aux lagunages (captage de gaz dans les bassins anaérobies existantes ou application d'un prétraitement anaérobie supplémentaire) pourraient améliorer les bilans énergétiques de ces technologies de manière considérable.

En ce qui concerne les contenus en nutriments dans l'effluent des différents types de traitement, il faut constater que le traitement anaérobie permet une récupération presque complète de l'azote et du phosphore, par contre la faible dégradation des germes pathogènes de ce traitement exige en général une hygienisation des EUE avant leur utilisation en agriculture. Les systèmes basés sur les procédés aérobies ne permettent qu'une récupération réduite en nutriments à partir de l'effluent parce qu'une certaine partie des nutriments s'accumule dans les boues d'épuration. Le système de boues activées élimine en grande partie l'azote, quant au phosphore, il s'accumule dans les boues d'épuration.

L'analyse des systèmes de traitement et de valorisation des eaux usées en milieu rural a montré que les systèmes alternatifs présentés permettent en général la valorisation des eaux usées et des boues soit au niveau de l'agriculture soit au niveau des surfaces forestières, contrairement aux systèmes traditionnels (comme les latrines et les fosses septiques) qui ne permettent pas de valorisation satisfaisante.

Le chapitre 3.5 a illustré des nombreux facteurs et paramètres à prendre en considération pour une utilisation durable des eaux usées épurées en agriculture. Dans le cadre de cette étude l'aspect le plus important à prendre en compte est celui de l'approvisionnement des cultures en nutriments par les eaux usées épurées. Les calculs ont montré que si on remplace simplement l'eau d'irrigation par les EUE, les quantités en nutriments apportées par les eaux usées épurées dépassent largement la consommation des cultures. C'est-à-dire que par le développement et l'application d'une gestion durable de l'irrigation, les quantités en eaux usées épurées utilisées pour l'irrigation doivent être adaptées en fonction de leur qualité microbiologique, et en fonction des besoins des cultures en nutriments afin d'éviter la perte et le lessivage de ces dernières. Le chapitre 3.8 a présenté les procédés de récupération de nutriments à partir des eaux de centrifugat ou à partir de l'urine qui permettent la production de matière fertilisante. La précipitation de MAP par exemple permet la production d'un engrais contenant du phosphore et de l'azote, mais pratiquement exempt de substances nocives. Les procédés de l'extraction de l'ammoniaque et de précipitation de MAP conviennent particulièrement au traitement des flux de matières concentrés et à une application à grande échelle. L'économie en énergie des procédés présentés réside dans la possibilité de pouvoir remplacer la production des engrais artificiels qui entraînent une consommation élevée en énergie lors de leurs procédés de production. Les procédés contribuent également à l'optimisation de l'exploitation des stations d'épuration à boues activées. Dû à l'investissement élevé des installations pour la récupération des nutriments, les produits générés ne sont pas encore compétitifs en comparaison avec les engrais artificiels.

Le chapitre 3.9 a traité les différentes technologies concernant la gestion alternative des eaux pluviales, c'est-à-dire le captage et l'utilisation des eaux pluviales, l'infiltration et rétention des eaux

pluviales et la rétention du ruissellement des eaux pluviales sur la toiture. La collecte et l'utilisation des EP et ainsi le remplacement de l'eau potable peut entraîner une économie d'eau jusqu'à 50% au niveau d'un ménage. L'infiltration des EP permet non seulement la réduction des volumes rejetés dans le réseau d'assainissement et la remise de l'eau dans son circuit naturel mais elle a en plus des impacts positifs sur la biodiversité et la végétation. Les toitures végétalisées visent à ralentir, le plus possible, le ruissellement pour décharger le réseau public ou bien filtrer des EP avant leur éventuel captage et utilisation.

En résumé, les analyses dans le cadre de la présente étude ont montré que les systèmes et les technologies alternatives (p.ex. filtre planté, traitement anaérobie, TSSU) permettent une récupération importante des ressources lors du procédé de traitement (production d'énergie, production de la biomasse) et par l'utilisation des sous-produits (p.ex. boues) de l'assainissement dans différents secteurs. Le milieu rural se prête particulièrement à l'application des technologies simples avec un potentiel élevé de valorisation de ressources. Le traitement anaérobie ainsi que la stabilisation anaérobie des boues d'épuration peuvent contribuer à l'approvisionnement partiel ou complet en énergie d'une STEP ou même générer des surplus en énergie.

L'utilisation des eaux usées épurées dans le secteur agricole ou forestier est possible si les normes de qualité en ce qui concerne les paramètres microbiologiques, physico-chimique, etc. sont respectées. L'applicabilité des EUE pour l'irrigation doit être analysée en détail dans tous les cas. En plus, il faut développer des solutions au cas par cas, pour une gestion durable de l'irrigation, qui permettent un apport adéquat en nutriments aux cultures quand elles en ont besoin et qui considèrent aussi l'utilisation des EUE si le secteur agricole ne nécessite pas d'eau d'irrigation.

Dans l'ensemble, on peut constater que diverses technologies, des systèmes simples aux systèmes sophistiqués, pourraient être appliquées dans le cadre d'une gestion intégrée des ressources en eau au Maroc. La solution la plus adéquate doit toutefois être déterminée au cas par cas, en tenant compte des conditions locales (climat, pratiques agricoles, préférences socioculturelles, pouvoir d'achat, etc.)

## Bibliographie

**Abou Kheira, A.A. and N.M.M. Atta** [Response of *Jatropha curcas* L. to water deficit: yield, water use efficiency and oilseed characteristics, 2008]: Response of *Jatropha curcas* L. to water deficit: yield, water use efficiency and oilseed characteristics, *Biomass and Bioenergy* 33 (10):1343-1350, 2008

**Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes, and M. Smith** [Crop evapotranspiration, 1998]: Crop evapotranspiration, FAO Irrigation and Drainage Paper 56, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 1998

**Ayers, R.S. and D.W. Westcot** [Water quality for agriculture, 1985]: Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 (Rev. 1). Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 1985.

**Baati, A.** [Compostage des boues de traitement des eaux usées de la ville de Settat, 2009] : Compostage des boues de traitement des eaux usées de la ville de Settat, mémoire, Faculté des Sciences et Techniques Settat, 2009

**Banque Européen d'Investissement (éd.)** [Identification et élimination des goulets d'étranglement pour l'utilisation des eaux usées, 2009]: Identification et élimination des goulets d'étranglement pour l'utilisation des eaux usées dans le cadre de l'irrigation ou autres usages, Rapport Nationale Maroc, 2009

**Barton, L., L.A. Schipper, G.F. Barkle, M. McLeod, T.W. Speir, M.D. Taylor, A.C. McGill, A.P. van Schaik, N.B. Fitzgerald, and S.P. Pandey** [and Application of domestic effluent onto four soil types: Plant uptake and nutrient leaching, 2005]: Land Application of domestic effluent onto four soil types: Plant uptake and nutrient leaching. *Journal of Environmental Quality* 34: 635-643, 2005

**Bauerfeld, K., Dockhorn, T., Dichtl, N.** [Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern, 2010] Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern (BMBF), Kapitel 3.5: Klärschlammbehandlung und -verwertung, 2010

**Beckereit, M.** [Kosten der anaeroben Abwasserbehandlung, 1988]: Kosten der anaeroben Abwasserbehandlung. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Hannover, Band 71

**Berger Biotechnik GmbH** [TerraNova Komposttoilettenanlage, 2006]: TerraNova Komposttoilettenanlage, 2006, <http://www.berger-biotechnik.de/downloads/terrakovakomposttoilettenanlage.pdf>

**Bischofsberg, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C. F., & Böhnke, B.** [Anaerobtechnik, 2005]: Anaerobtechnik, Springer, Berlin Heidelberg, 2005

**Bonnier, S.** [Etat de la valorisation du biogaz sur site de Station d'épuration en France et en Europe, 2008] : Synthèse technique : Etat de la valorisation du biogaz sur site de Station d'épuration en France et en Europe, Lyonnaise de l'Eau, 2008

**Bousselhaj, K.** [Etude du potentiel Fertilisant (N et P) de Deux Stations d'Épuration par Lagunage Anaérobie et par Boues Activées, 1996] : Etude du potentiel Fertilisant (N et P) de deux Stations d'Épuration par Lagunage Anaérobie et par Boues Activées, Thèse, Université Cadi Ayyad Marrakech, 1996

**Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit** [Wassersparende Toilettenspülung]: Wassersparende Toilettenspülung,  
<http://www.bmu.de/binnengewasser/verbrauchertipps/doc/4222.php>

**Chambre Allemande du Commerce et d'Industrie au Maroc** [Wirtschaftsdaten Kompakt, Marokko, Avril 2011] : Wirtschaftsdaten Kompakt, Marokko, April 2011,  
[http://ahk.de/fileadmin/ahk\\_ahk/GTal/marokko.pdf](http://ahk.de/fileadmin/ahk_ahk/GTal/marokko.pdf), 29.04.2011

**Décret** no. 2-05-1534 relatif aux conditions et modalités d'élaboration et de révision des plans directeurs d'aménagement intégré des ressources en eau et du Plan National de l'Eau

**Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ)** [Marokko: Nutzung und Management der Wasserressourcen]: Marokko: Nutzung und Management der Wasserressourcen,  
<http://www.GIZ.de/de/weltweit/maghreb-naher-osten/marokko/2777.htm>

**Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ)** [Nutzung und Management der Wasserressourcen] : Nutzung und Management der Wasserressourcen ,  
<http://www.gtz.de/de/weltweit/maghreb-naher-osten/marokko/2777.htm>

**Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ)** [Worldwide list of documented ecosan projects by various organisations, 2011]: Worldwide list of documented ecosan projects by various organisations, 2011, [www.gtz.de/en/dokumente/giz2011-en-worldwide-ecosan-project-list.pdf](http://www.gtz.de/en/dokumente/giz2011-en-worldwide-ecosan-project-list.pdf)

**Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ)/ONEP** [Projet de Protection des Ressources en eau – ONEP] : Projet de Protection des Ressources en eau – ONEP : Impacts des activités agricoles sur la qualité des eaux

**Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ)/TBW** [Förderung der Anaerobtechnologie zur Behandlung kommunaler und industrieller Abwässer und Abfälle, 1998]: Förderung der Anaerobtechnologie zur Behandlung kommunaler und industrieller Abwässer und Abfälle – Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse. Eschborn, Germany, 1998

**Direction de la Météorologie Nationale** [Les Changements climatiques au Maroc, 2007] : Les Changements climatiques au Maroc, dans : HCP/CGDA : Prospective Maroc 2030 : Agriculture 2030 – Quels avenir pour le Maroc ?, Avril 2007

**Dockhorn, T.** [Rückgewinnung von Phosphat aus Abwasser und Klärschlamm mit dem Peco-Verfahren, 2007] Rückgewinnung von Phosphat aus Abwasser und Klärschlamm mit dem Peco-Verfahren, Müll und Abfall, 08/2007

**Dockhorn, T.** [Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft, 2007]: Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, technische Universität Braunschweig, 2007

**DWA** [Anaerobe Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern , 1994]: DWA-Fachausschuss 7.5 Anaerobe Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern, Geschwindigkeitsbestimmende Schritte beim anaeroben Abbau von organischen Verbindungen in Abwässern. Korrespondenz Abwasser 41, 1994

- DWA** [Arbeitsbericht „Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen, 1994]: DWA-Arbeitsbericht „Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen“, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 1994 (41)
- DWA** [Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung, 2008]: Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung, 2008
- DWA** [Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, 2000]: DWA-Merkblatt ATV-DVWK-A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, 2000
- DWA** [Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, 2003]: DWA-Merkblatt ATV-DVWK-M 368 Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, 2003
- DWA** [Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung, 2003], Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung 2003. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 2005 (52) Nr. 10
- DWA** [Maschinelle Schlammmentwässerung, 2000]: DWA-Merkblatt ATV-DVWK-M 366 Maschinelle Schlammmentwässerung, 2000
- DWA Arbeitsgruppe KA-1.8** [Bedarf für Forschung und Entwicklung im Bereich Neuartiger Sanitärsysteme, 2011]: Arbeitsgruppe „Forschungs- und Entwicklungsbedarf“ Bedarf für Forschung und Entwicklung im Bereich Neuartiger Sanitärsysteme (NASS), 2011
- DWA Fachausschuss KA-1** [Neuartige Sanitärsysteme, 2008]: DWA-Themen: Neuartige Sanitärsysteme, 2008
- Echab, A.** [Aspect Ecotoxicologique de la valorisation Agricole des boues de Station d’Epuración des Eaux Usées, 2002] : Aspect Ecotoxicologique de la valorisation Agricole des boues de Station d’Epuración des Eaux Usées : Comportement des métaux lourds, Thèse, Université Cadi Ayyad Marrakech, 2002
- El Hamouri, B.** [Anaerobic reactor high-rate pond combined technology, 2004]: Anaerobic reactor high-rate pond combined technology for sewage treatment in small communities, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, 2004
- El Hamouri, B. ; Regelsberger, M.** [Centre de formation et de démonstration de l’IAV Hassan II - Rabat, 2007]: Centre de formation et de démonstration de l’IAV Hassan II - Rabat, , Zer0-M Journal Sustainable Water Management, 2-2007
- Fair, G.-M., Moore, E.-W.** [Observations on the digestion of a sewage sludge over a wide range of temperatures, 1937] Observations on the digestion of a sewage sludge over a wide range of temperatures. Sewage works journal 7, 1937
- FAO** [Aquastat, Country Profile Morocco, 2005]: Aquastat, Country Profile Morocco, 2005
- FAO** [Modernization of irrigation schemes: past experiences and future options, 1997]: Modernization of irrigation schemes: past experiences and future options. FAO Technical Paper No. 12, Rome, 1997
- FAO** [Unlocking the water potential of agriculture, 2003]: Unlocking the water potential of agriculture. Rome, 2003

**FAO** [Utilisation des engrais par culture au Maroc, 2006] : Utilisation des engrais par culture au Maroc, Service de la gestion des terres et de la nutrition des plantes Division de la mise en valeur des terres et des eaux, Rome, 2006

**Feigin, A., I. Ravina, and J. Shalhevet** [Irrigation with treated sewage effluent: Management for environmental protection, 1991]: Irrigation with treated sewage effluent: Management for environmental protection. Springer-Verlag, Berlin, 1991

**Fulford, B.** [The composting greenhouse at new alchemy institute, 1986]: The composting greenhouse at new alchemy institute: A report on two years of operation and monitoring, Research Report N°.3, Alchemy Institute, 1986

**FUCHS GmbH** : Message écrite concernant le dimensionnement d'un lagunage aéré pour 6.000 EH au Maroc, y inclus le dimensionnement des quatre aérateurs, 2012

**Gate/GTZ** [Anaerobic treatment of municipal wastewater in UASB-reactors, 2001]: Anaerobic treatment of municipal wastewater in UASB-reactors. Technical Information W6e, GTZ, Eschborn, Germany, 2001

**Ghazy, M.R.M.** [Sustainable sewage sludge management in Egypt, 2011]: Sustainable sewage sludge management in Egypt based on life cycle assessment. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der technischen Universität Braunschweig, Band 80, 2011

**Gloaguen, T.V., M.C. Forti, Y. Lucas, C.R. Montes, R.A.B. Gonçalves, U. Herpin, and A.J. Melfi** [solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent, 2007]: Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. Agricultural Water Management 88: 119–131, 2007

**Graaff, M. S., Temmink, H., Zeeman, G., Buisman, C. J. N.** [Anaerobic Treatment of Concentrated Black Water in a UASB Reactor at a Short HRT, 2010]: Anaerobic Treatment of Concentrated Black Water in a UASB Reactor at a Short HRT. Water 2010

**Hamdani, I.** [Gestion des boues des stations d'épuration au Maroc, 2008] : Gestion des boues des stations d'épuration au Maroc : Quantification, caractérisation et options de traitement et de valorisation, Mémoire, Institut Agronomique et vétérinaire Hassan II, 2008

**Hanaeus, A., Hellström, D., Johansson, E.** [Conversion of urea during storage of human urine, 1996]: Conversion of urea during storage of human urine, Vatten 52 (4), Lund, 1996

**Haut Commissariat au Plan** [RGPH, 2004]: RGPH 2004, Conditions d'habitation des ménages aux national, régional, provincial et communal selon le milieu de résidence, 2004

**Helsel, Z.R.** [Energy in Plant Nutrition and Pest Control, 1987]: Energy in Plant Nutrition and Pest Control, Energy in World Agriculture, Vol. 2. Elsevier Science Publishing Co., Inc., NY, 1987

**Jönsson et al** [Guidelines on the use of urine and faeces in crop production, 2004]: Guidelines on the use of urine and faeces in crop production, EcoSanRes Publication Series, Stockholm Environment Institute, Sweden, 2004

**Kleinhenz, K.** [Growth and Development of bamboo]: Growth and Development of bamboo, <http://www.volkerkleinhenz.de/presentations/How-to-manage-bamboo-growth.php#.T6t8VMXjkzQ>

**Kleinhenz, K.** [How to manage bamboo growth]: How to manage bamboo growth, <http://www.volkerkleinhenz.de/presentations/How-to-manage-bamboo-growth.php#.T6t8VMXjkzQ>

**Kleinhenz, K.** [Aspects of bamboo agronomy]: Aspects of bamboo agronomy, <http://www.volkerkleinhenz.de/presentations/How-to-manage-bamboo-growth.php#.T6t8VMXjkzQ>

**Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW)/Banque Mondiale** [Révue Stratégique PNA, 2008] : Royaume du Maroc, Revue Stratégique du Programme National d'Assainissement, Rapport Final, Mai 2008

**Kuttig, U.** [Mehrstufige anaerobe Abwasserreinigung mit integrierter Auskristallisation von Ammonium, 1991]: Mehrstufige anaerobe Abwasserreinigung mit integrierter Auskristallisation von Ammonium. Dissertation im Fachbereich 10 der TU Berlin, 1991

**La Vie Eco** [La révolution agricole commence, 2009]: La révolution agricole commence, Spécial: Plan Maroc Vert, N° 4 507, Avril 2009, <http://www.lavieeco.com/Nosgrandsdossiers/pdf/Plan-Maroc-vert-Avril-2009.pdf>

**Lado, M. and M. Ben-Hur** [Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: a review, 2009]: Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: a review. Soil & Tillage Research 106: 152-163, 2009

**Laloë, J.** [Biogaz de Station d'épuration] Biogaz de Station d'épuration : Potentiel Réunionnais. Agence Régionale de l'Énergie, La Réunion

**Lemonnier, S.** Discussion sur le PCI de différentes biomasses (Présentation ppt communiquée par l'auteur)

**Leschber, R., Loll, U.** [ATV-Handbuch Klärschlamm, 1996): ATV-Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, **Loi 10-95** sur l'eau

**Maurer, M., Schwegler, P., Larsen, T. A.** [Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery, 2003]: Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery, Water Science and Technology, 48 [1]

**Ministère de l'Agriculture et de la Mise en Valeur Agricole/Administration des Eaux et Forêts et de la Conservation des Sols** [Plan Directeur de Reboisement, Document Provisoire] : Plan Directeur de Reboisement (Document Provisoire)

**Ministère de l'Agriculture et de la Pêche Maritime (MAPM)** [Service Régulation et Surveillance des Marchés, 2011] : Service Régulation et Surveillance des Marchés/ Division de la Filière Végétale/ Direction de Développement des Filières de Production

**Ministère de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement (MINENV)** [Etat de l'Environnement - Eau] : Etat de l'Environnement – Eau, [http://www.minenv.gov.ma/8\\_etat\\_de\\_l-environnement/eau.htm](http://www.minenv.gov.ma/8_etat_de_l-environnement/eau.htm)

**Ministère de l'Intérieur/ Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement (MATEE)** [PNA, 2006] : Programme National d'Assainissement Liquide et d'Épuration des Eaux Usées, Janvier 2006

**Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV)** [Phosphorrecycling – Rückgewinnung von industriell bzw. landwirtschaftlich verwertbaren Phosphorverbindungen aus Abwasser und Klärschlamm, 2007]: Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Phosphorrecycling – Rückgewinnung von industriell bzw. landwirtschaftlich verwertbaren Phosphorverbindungen aus Abwasser und Klärschlamm“, Aachen, Mai 2007

**Montag, D.**, [Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung, 2008]: Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung – Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen, 2008]: GWA Band 212, Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH; D. Montag, Dissertation Aachen, 2008

**Morel, A., Diener, S.** [Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, 2006] Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighborhoods. Duebendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science (EAWAG), Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC), 2006

**Office National de l'Eau Potable** [Les tarifs de l'assainissement]: Facturation des clients particuliers, Consommation : Les tarifs de l'assainissement, <http://www.onep.ma/facturation/FACT-TARIF-ASS.pdf>

**Office National de l'Eau Potable** [Les tarifs de l'eau potable]: Facturation des clients particuliers, Consommation : Les tarifs de l'eau potable, <http://www.onep.ma/facturation/FACT-TARIF-EAU.pdf>

**ONEP/FAO** [Assistance technique au programme de développement de l'alimentation en eau potable rurale et de l'assainissement, 1995]: Assistance technique au programme de développement de l'alimentation en eau potable rurale et de l'assainissement : Proposition d'orientation stratégique relative à l'assainissement en zones rurales, 1995

**Paris, S., Schlapp, C., Netter, T.** [A contribution to sustainable growth by research and development, 2007]: A contribution to sustainable growth by research and development. IWA-Symposium: Water supply and sanitation for all – obligation of the water professionals for our common future, September 27-28, Berching, 2007

**Pescod, M. B.** [Wastewater treatment and use in agriculture, 1992]: Wastewater treatment and use in agriculture, 1992

**Pescod, M.B. 1992.** Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 47. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

**Phocaidis, A. 2000.** Technical handbook on pressurized irrigation techniques. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

**Pollice, A., Lopez, G. Laera, P. Rubino, and A. Lonigro. 2004.** Tertiary filtered municipal wastewater as alternative water source in agriculture: a field investigation in Southern Italy. Science of the Total Environment 324: 201–210.

**Projet MRT –USAID** [Management des Ressources de Tadla] : Management des Ressources de Tadla: rapports de diagnostic de la qualité des sols et des eaux et mise en place d'un système de suivi et de surveillance de la qualité des sols et des eaux

**Roediger et al.** [Anaerobe alkalische Schlammfäulung, 1990]: Anaerobe alkalische Schlammfäulung. Oldenbourg Verlag, München, 1990

**Sackewitz, M., Maier, K.-H.** [Strippverfahren zur Teilstrombehandlung auf Kläranlagen, 1999] Strippverfahren zur Teilstrombehandlung auf Kläranlagen. WLB Wasser, Luft und Boden 1-2, 1999

**Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement Chargé de l'Eau et de l'Environnement (SEEE)** [Etude pour l'élaboration de la Stratégie nationale de gestion des boues des stations d'épuration des eaux au Maroc, 2010]: Etude pour l'élaboration de la Stratégie nationale de gestion des boues des stations d'épuration des eaux au Maroc, Rapport Phase 1, Version définitive, Mars 2010

**Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement Chargé de l'Eau et de l'Environnement (SEEE)** [Projet du Plan National de l'Eau, Version provisoire, 2009] : Projet du Plan National de l'Eau, Version Provisoire, Février 2009

**Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement Chargé de l'Eau et de l'Environnement (SEEE), Département de l'Eau** [Stratégie Nationale de Développement du Secteur de l'Eau, Note de synthèse, 2010] : Stratégie Nationale de Développement du Secteur de l'Eau, Note de synthèse, Janvier 2010

**Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement Chargé de l'Eau et de l'Environnement (SEEE), Département de l'Eau** [Etude des possibilités de réutilisation des eaux usées épurées, Diagnostique, 2009] : Etude des possibilités de réutilisation des eaux usées épurées, Diagnostic de la situation existante de la réutilisation des eaux usées épurées, Rapport Finale, Mission 1, Décembre 2009

**Soudi, B.** [Problématique de gestion de la matière organique des sols, 1999] : Problématique de gestion de la matière organique des sols : cas de périmètres irrigués des Doukkala. In : Bulletin de Transfert de Technologie en Agriculture, No 54, 1999

**Soudi, B.** [Impact des activités agricoles sur la qualité des eaux de la retenue de Sidi Mohamed Ben Abdellah, 1996] : Impact des activités agricoles sur la qualité des eaux de la retenue de Sidi Mohamed Ben Abdellah, Rapport pour GTZ-ONEP, Projet de protection des ressources en eau – ONEP, 1996

**Stumpf, D.** [Phosphorrecycling durch MAP-Fällung im kommunalen Faulschlamm, 2007]: Phosphorrecycling durch MAP-Fällung im kommunalen Faulschlamm. TU Berlin, Publikation des Umweltbundesamtes

**Tabatabaei, S.H. and P. Najafi** [Effects of irrigation with treated municipal wastewater on soil properties in arid and semi-arid regions, 2009]: Effects of irrigation with treated municipal wastewater on soil properties in arid and semi-arid regions. Irrigation and Drainage 58: 551-560, 2009

**Tachibana, R., Y. Ozaki et K.Fujie** [Material an Energy Flow Analysis in Sewage Sludge, 2011]: Material an Energy Flow Analysis in Sewage Sludge: Incineration and composting treatment processes; In Journal of Chemical Engineering, 2011

- Tettenborn, F., Behrendt, J., Otterpohl, R.** [Nutrient recovery from source separated urine, 2008] Nutrient recovery from source separated urine – steam stripping in demo scale, In Conference Proceeding IWA World Water Congress and Exhibition, IWA, Vienna, Austria, 2008
- Thomè-Kozmiensky, K.J.** [Klärschlamm Entsorgung, 1998]: Klärschlamm Entsorgung, Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft, Neuruppin, TK-Verlag
- Tilley, Elizabeth et al,** [Compendium of Sanitation Systems and Technologies, 2008]: Compendium of Sanitation Systems and Technologies, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland, Première édition (anglaise 2008), édition française 2009
- Toze, S.** 2006. Reuse of effluent water-benefits and risks. *Agricultural Water Management* 80: 147–159.
- Trösch, W.** [Dezentrales urbanes Infrastruktursystem DEUS 21, 2008]: Dezentrales urbanes Infrastruktursystem DEUS 21. DWA Bundestagung, 17.–18.09.2008, Mannheim
- University of Bonn** [Closing Nutrient Cycles in Decentralised Water Treatment Systems in the Mekong Delta, 2009]: Closing Nutrient Cycles in Decentralised Water Treatment Systems in the Mekong Delta, SANSED – PROJECT Final Report, April 2009
- Urban, I.** [Anaerobe Kommunalabwasserbehandlung Einsatz und Bemessung von UASB-Reaktoren, 2009]: Anaerobe Kommunalabwasserbehandlung Einsatz und Bemessung von UASB-Reaktoren, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Hannover, Band 143, 2009
- Van Haandel A.C., Lettinga G.** [Anaerobic sewage treatment, 1994]: Anaerobic sewage treatment, A practical guide for regions with a hot climate, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, England, 1994
- Verordnung** über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV), <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/abwv/gesamt.pdf>
- Wang, Z.; A.C. Chang; L. Wu, L., and D. Crowley** [Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland, 2003]: Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland. *Geoderma*, 114 (3-4): 261-278, 2003
- Wendland, C.** [Anerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse, 2008]: Anerobic Digestion of Blackwater and Kitchen Refuse. *Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* 66, 2008
- Werner, C.; Fall, P.; Schlick, J.; Mang, H.-P.** [Raisons pour et principes de l'Assainissement Écologique, 2008]: Raisons pour et principes de l'Assainissement Écologique, 2008, <http://www.agire-maroc.org/uploads/media/BP68-SuSanA-principes-de-assainissement-e%CC%81cologique-2008-fr.pdf>
- WHO** [Guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater, 2006]: Guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater. Volume 4: Excreta and greywater use in agriculture, 2006