المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique

AJOT

ALGERIAN JOURNAL OF TECHNOLOGY

An International Publication of Engineering Science



La 4ème conférence internationale sur:
Les Ressources en Eau dans le Bassin Méditérranéen

Volume 2 Alger 22-24 Mars 2008 ISSN: 1111-357X

RMEI Méditerranéen Ecoles d'Ingénieurs

wamed

LRS EAU ENP - ALGERIE

Président de WATMED 4

Prof. Ahmed KETTAB

Présidente du comité National d'organisation
Dr Saâdia Benmamar

Membres du comité d'organisation
M. Bessenasse, R. Mitiche, S. Benziada, S. Ahriz, F. Ammour - J. Arrar ; - F. Gacemi – C. Larbes, M. Lemdjed, Y. Mouloudi

Membres du Comité scientifique

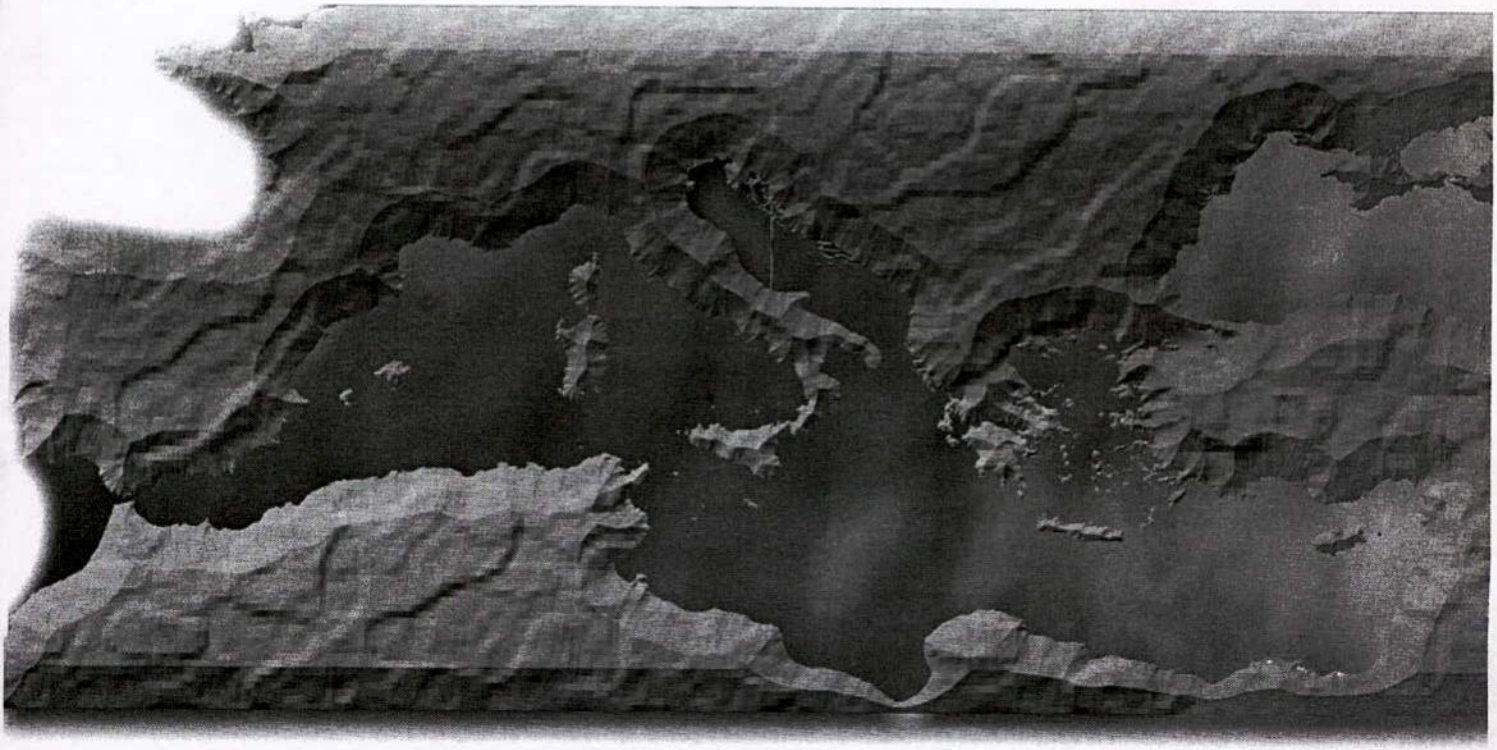
M. Abdul Motaleb (Water Resources Research Institut, Egypte) ; M. Abdulrazzak (UNESCO, Egypte) ; Y. Abumayla (Al Azhar University Gaza, Palestine) ; A. Addou (U. Mostaganem, Algérie) ; A. Aidaoui (I N A, Algérie) ; J. Albergel (IRD, France), R. Al-Weshah (UNESCO, Egypte) ; W. Ali (Karlsruhe University, Allemagne) ; C. Amblard (Université Clermont-Ferrand II, France) ; F. Attıa (Egypte); M. Bakalowicz ; M. Balaban (Italie) ; O. Belmokhetar (E N P d'Alger, Algérie) ; N. Benmansour (Maroc) ; N. Bennaçar (Angleterre) ; F. Bentahar (USTHB, Algérie) ; M. Benzzina (U. Blida, Algérie) ; O. Beyhan (Turquie); Ö. Bıhrat (Turquie); B. Bobee (Canada) ; H. Bouabdesselam (U. Oran, Algérie) ; M. Bouhadef (USTHB, Algérie), R. Bouhlila (ENIT, Tunisie) ; J. Bouzid (E N I Sfax, Tunisie) ; F. Brissaud (France); L. Candela (Espagne) ; R. Caruba (France); R. Cienzo (France);, M. Centritto (Italie), D. Chenaf (Canada), K. Chartzoulakis (Grèce); F. Daibes (Palestine); G. De Marsily (France); Djabri L. (U. Annaba, Algérie); Y. Djellouli (France); , A. Droubi (Syrie); G. Ejjeh, B. Eliagoubi (Lybie); D. E. D. El Quosy (Egypte); M. Elhoz (Balamand University, Liban) ; B. Elleuche (Tunisie) ; R. Encarnacion (Espagne); I. Eshannag (Japon); B.Faiq (Maroc); N. Farajalla (Liban), M. Ghanem (Palestine) ; A. Grasmick (France) ; L. Hassani (Maroc); J. Halwani (Liban) ; N. Hilal (Royaum Uni) ; R. Kerbachi (ENP d'Alger, Algérie) ; A. Kettab (ENP d'Alger, Algérie) ; A. Larabi (Maroc); J.P. Laborde(France) ; G. Lyberatos (Grèce); A. Maisseu (France) ; L. Mandy (Maroc), J. Margat (France) ; F. Massouh (France) ; M. Messahel (Algérie), Z. Mimi (Palestine); A. Montiel (France) ; D. Nedjraoui (Université des sciences technologies de Houari Boumediène, Algérie) ; A. Nejmeddine (Maroc) ; J.L. Oliver (Académie de l'eau, France); T. Ouarda (Canada), R. Ragab (Royaum Uni); A. Rahmou (Syrie); M. Safi (Tunisie) ; S. Sayadi (Tunisie); I. Sharour (France); M. Shatanawie (Jourdanie); H. Smets (France); S. Taleb (Université de Sidi Bélabbes, Algérie) ; P.F. Teniere-Buchot (France); E. Todini (Italie); H. Touchan (Syrie); M. Wartel (France); H. Yahi (U. Tizi ouzou, Algérie) ; U. Yetis (Turquie).

Logistique : Mr. M. Mohamed, Mr. S. Hanine
Secretariat: Mlle A. Aouar; Mme N. Lamari, Mlle W. Mahtout, Mlle K. Kerbache

AJOT

ALGERIAN JOURNAL OF TECHNOLOGY

An International Publication of Engineering Science



La 4ème conférence internationale sur:

Les Ressources en Eau dans le Bassin Méditérranéen

Volume 2 Alger 22-24 Mars 2008 ISSN: 1111-357X

Ecole Nationale Polytechnique : ENP
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

Membre du Conseil Mondial de l'Eau
Membre de l'Académie Française de l'Eau.
Membre de l'institut Méditerranéen de l'eau (IME)
Membre fondateur du Conseil Arabe de l'Eau
V/Président du Réseau méditerranéen des Écoles et universités d'Ingénieurs (RMEI)
Coordonnateur d'un groupe d'action Méditerranéen sur l'Eau - France
Consultant/Expert International
Membre de comité scientifique de revues internationales
Professeur/Directeur de Recherches à l'Ecole Nationale Polytechnique -Alger
Directeur du laboratoire de recherches en sciences de l'eau – ENP – Alger- Algérie



De l'EAU pour tous c'est l'affaire de TOUS

Dans une conjoncture de pénurie croissante de l'approvisionnement en eau, et devant les problématiques liées aux changements climatiques, plusieurs organisations internationales comme l'ONU, l'UNESCO, le Plan Bleu, le Conseil Mondial de l'eau, l'Agenda 21, le PNUE se sont attelées à une réflexion profonde sur les politiques de gestion durable de ressources en eau, sur les règles de sa gouvernance dans le sens d'une pérennité de cette ressource vitale (économie optimale par une utilisation rationnelle de celles-ci afin de répondre aux besoins d'une population en perpétuelle demande en eau tant dans le domaine industriel, agricole que pour sa propre consommation)

Il est désormais largement admis que la mise en place d'un développement durable exige de mettre en équation aussi bien les préoccupations sociales et économiques qu'environnementales en tenant compte du facteur essentiel et limite à savoir l'eau.

Les changements climatiques apportent une contrainte supplémentaire sur l'eau puisque les problèmes soulevés (inondations, sècheresses, augmentation du niveau de la mer, etc.) et tous les débats sur les changements climatiques sont en fait un débat sur l'eau et son cycle

L'eau, ressource naturelle de plus en plus rare, est une partie du patrimoine d'une nation et un patrimoine de l'Humanité. Sa protection, la mise en valeur et le développement des ressources utilisables dans le cadre des équilibres naturels sont par conséquent d'un intérêt général pour la nation et le monde. Nous devons veiller au respect de ce noble principe et considérer l'eau comme un bien économique et social et son accès est un droit pour chaque individu.

L'eau est essentielle à l'Homme en particulier et à la vie en général. Elle a toujours joué un rôle important dans l'Histoire de l'Humanité et de son développement civilisé. Source de vie, elle est aussi source de conflits dans de nombreuses régions du monde. En ce XXI ème siècle, l'eau est devenue un enjeu de taille et seules les nations qui auront su préserver leur capital hydrique pourront survivre. Les pays du pourtour méditerranéen, considérés comme semi-arides seront de plus en plus confrontés à des pénuries d'eau, tant les pressions provenant de l'agriculture, de l'industrie et des populations y sont fortes et croissantes. Dans ce contexte, l'eau a une valeur socio-économique, environnementale et géopolitique particulière. Les solutions techniques et économiques impliquent, de fait, une solidarité entre régions et entre états.

Ecole Nationale Polytechnique : ENP

Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

La gestion durable de l'eau doit aussi, avant tout, tenir compte des questions sécuritaires et pour cela un certain nombre d'accords et de conventions sont indispensables.

Une approche durable de la résolution des problèmes de l'eau nous impose des solutions innovantes et globales qui ne peuvent êtres conçues que par des équipes interdisciplinaires travaillant en réseau.

Enfin, chaque année est célébrée la Journée mondiale de l'eau. Le thème de l'année 2007 « Faire face à la pénurie d'eau » faisait ressortir l'importance croissante de la pénurie d'eau dans le monde et la nécessité de renforcer la coopération, d'unifier la pensée pour une gestion durable, efficace et équitable de ressources hydriques rares, que ce soit localement ou à l'échelle internationale.

L'année 2008 sous l'emblème « Pensons à l'Eau » fait exacerber l'ampleur de l'efficacité de cette gestion durable et en même temps se consacrera à la valeur qualité de l'eau pour la santé ainsi qu'aux questions de l'accès à l'eau propre pour un environnement durable.

A ce titre, pendant trois jours d'intensité scientifique et technique, le congrès avec un programme riche, varié, multi et pluridisciplinaire, animé par des conférenciers de haut niveau avec 13 sessions et trois ateliers, sera une opportunité de débats et d'échanges entre les communautés universitaires, les chercheurs, les industriels, les politiques, les gestionnaires, les élus, les donneurs d'ordres sur des sujets d'actualités et d'avenir, s'inscrivant sur les thèmes suivants:

- Gestion intégrée des ressources en eau,
- Changements climatiques : effets sur les ressources en eau,
- Optimisation de l'utilisation de l'eau dans les écosystèmes terrestres,
- Fonctionnement des écosystèmes aquatiques méditerranéens.
- Eaux usées domestiques et industrielles : traitement et valorisation
- Qualité des eaux, pollution et santé
- Hydrologie – Hydrogéologie
- Dessalement des eaux de mer
- Réglementation, Institutions, outils de gestion, Financement
- Avancées Technologiques en Sciences de l'eau

Le comité scientifique international de WATMED4, en collaboration avec le comité scientifique de la revue AJOT ont sélectionnés les meilleures communications afin de les publier dans la revue : Algerian Journal Of Technology (AJOT)

Prof. Dr. Ing. Ahmed KETTAB

Président de WATMED4

Ecole Nationale Polytechnique : ENP
Laboratoire de Recherches des Sciences de l'eau : LRS-EAU

Sommaire

Auteurs	Titre	Page
Fatiha Youcef Ettoumi	Application de modèles statistiques et d'ARPEGE-CLIMAT à la prévision pluviométrique	01
Ababsa N. & Kribaa M. & Tamrabet L. & Addad D.	Les transferts de molécules en surface des sols du bassin versant de oued cherf, et le risque de pollution de barrage de Foum el Khanga. (Wilaya de Souk Ahrass)	13
Ait Aider A. & Yahi H.	Ecoulement d'eau entre deux cylindres coaxiaux instabilités et transition vers la turbulence	21
Al Chiblak M.	The development in the use of asphaltic concrete in hydraulic structures (for example Alsourani dam in Syria).	29
Araibia A. S. & Djebbar Y. & Abida H.	Le SIG, un outil d'aide à la prise de décision et de gestion des infrastructures d'eau dans la ville de Souk-Ahras ».	41
Benmamar S. & Benziada S. & Abdoulaye Arzake I.	Simulation numérique de la dispersion d'un polluant actif dans un canal par le schéma explicite de mac Cormack.	49
Berreksi A. & Kettab A. & Remini B. & enmamar S. & Ikni T.	Ecoulement supercritique à travers une contraction symétrique de canal - Etude paramétrique	61
Bessenasse M. & Paquier A.	Modèle numérique de prédiction de la sédimentation d'une retenue de barrage.	71
Bouchelghoum F. & Benmebarek N. & Benmebarek S. & R. Kastner	Modélisation numérique tridimensionnelle des écoulements autour des batardeaux axisymétriques circulaires sans fouille.	79
Geadah A.	Recent advances in the seismic design and analysis of dams and conveyors in Lebanon, with particular emphasis on concrete face rockfill dams.	93
Merabet A. & Labiod Z. & Makhlouf M.	Processus d'envasement des barrages (Cas du barrage de CHEURFA II).	113
Messabeb A. & Banna-Zayani M. &. Kbir-Ariguib N. & Trabelsi-Ayadi M.	Etude physico-chimique d'une smectite brute et d'une smectite sodique purifiée synthétisée.	123
Zenasni M.A. & Meroufel B.	Rétention du paranitrophenol par un matériau composite dans une solution aqueuse ».	137
Ikni T. & Berreksi A. & Benmamar S. & Kettab A.	Effet de l'inclinaison du canal sur une onde de rupture d'un barrage	145
Kerbache K. & Benmamar S.	Simulation des écoulements dans les canaux en marches d'escalier par la méthode des volumes finis	153
Benrachedi K.	Etude de l'adsorption d'un colorant des rejets textiles sur du grignon d'olive transforme en charbon actif	165

Mervat El-Hoz	Water Resources Status in Tripoli, Lebanon: Problems and Solutions	175
Bensaci T. & Merzoug D. & Nouidjem Y. & Bouzegag A. & Saheb M. & Houhamdi M.	Evaluation des variations temporelles de la qualité des eaux du surface des hautes plaines cas des barrages Koudiet Medaour (Timgad, W. de Batna) et la retenue collinaire d'Ourkis (w. Oum El - Bouaghi).	185
Bouaïcha N. & El Herry S. & Nasri H.	Efflorescences des cyanobacteries toxiques en milieu d'eau douce en Algérie et en Tunisie et conséquences pour les écosystèmes et la santé humaine	193
Bougdah. N. & Djazi F. & Zaghdoudi. R.	Possibilité d'élimination des micropolluants organiques sur la bentonite	201
Gafsi M. & Kettab A. & Benmamar S. & Benziada S.	Cas d'une pollution : l'eutrophisation dans les cours d'eau	207
Hamchaoui M. & Graba M. & Cherrared M.	Relation entre les indices de la qualité,la biodégradation et l'autoépuration des eaux dans un cours d'eau Algérien	217
Majour H. & Hani A. & Djabri L. & Djorfi S. & Lamouroux C.	Evaluation qualitative de la pollution dans un aquifère alluvial	229
Nasri H. & Bouaicha N. & Kaid Harche M.	La variation saisonnière des concentrations en microcystines dans le barrage cheffia et l'élimination de ces cyanotoxines au niveau de la station de traitement	237
Fotakis D. & Sidiropoulos E. & Loukas A.	Land use change scenarios in cyprus via an integrated hydrology-gis software	257
Abid K. & Zouari K. & Abidi B.	Approche géochimique du fonctionnement de la nappe du continental intercalaire (sud tunisien)	265
Ammari A. & Remini B.	Estimation des débits liquide des Oueds en se basant sur l'équation de Chiu.	279
Ben Alaya M. & Ben Mammou A. & Zargouni F.	Apport de l'hydrochimie et du rapport sr^{2+}/ca^{2+} dans la determination des processus de salinisation de la nappe de la Jeffara de gabes nord (Tunisie meridionale)	287
Bentekhici (Ep, Zemmouri) N. & Zebbbar Z.	Utilisation d'un SIG pour l'élaboration d'une carte de risque et de vulnérabilité à pollution des eaux souterraines - Application à la nappe d'el kerma (Oran) .	297
Bettahar. N. & Hennia K. & Kettab A. & Kouadri-Mostefa S.	Origine de la minéralisation des eaux de la nappe alluviale du moyen Cheliff occidental .	307
Charifi S. & Benmamar S. & Benziad S.	Application du modèle hydrologique GR2M » sur les bassins versants de la Soummam et de l'Isser .	315
Chenini I. & Ben Mammou A.	Integration of climatological, structural and hydrochemical methods for water resources assessment on a multilayered aquiferous system in arid area. Case study from central tunisia (maknassy basin).	323
Fotiadis C. & Tolikas P. & Sidiropoulos E.	Simulating artificial recharge of a coastal aquifer in cyprus with treated wastewater.	337

Gouasmia M. & Mhamdi A. & Chekhma H. & Soussi M. & Ben Dhia H.	Etude géoélectrique de l'aquifère sableux du bassin de moulares (Tunisie méridionale).	349
Hamzaoui F. & Ketata M. Bouhlila R. & Gueddari M.	Géochimie des éléments majeurs dans les eaux de la nappe des grés du trias (sud-est de la Tunisie).	367
Kessasra F. & Mesbah M. & Bendjoudi H.	Approche par modélisation des écoulements d'eau souterrains : application a l'aquifère des alluvions de la moyenne vallée de la Soummam (Bejaia, nord-est algérien) .	381
Lamouroux C. & Hani A. & Aoun-Sebaiti B. & Lallahem S. & Djabri L.	Artificial neural networks for defining the water quality determinants of groundwater abstraction in coastal aquifer	391
Mechentel E. & Abida H. & Djebbar Y.	Pluies intenses et crues éclaires d'été dans la région de Souk-Ahras, Algérie	401
Saou A. & Maza M. & Seidel J. L.	Hydrochimie des eaux souterraines de la vallée De la basse soummam – Bejaia.	409
Sahli H. & Srarfi F. & Slim-Shimi N. & Tlig S.	Hydrochimie d'un aquifère de surface dans la région de Mateur Nord - Est de la TUNISIE .	417
Talhaoui W. & Chedly B.	Intégration de nouvelles méthodes pour étudier le réservoir dunaire de Nefza.	429
N. Bettahar & A. Kettab & A. Ali Benamara & A. Douaoui	Effet des conditions pedoclimatiques sur le bilan d'azote - Cas de la vallée du moyen Cheliff occidental –	441
Hamdani M. & Mitiche-Kettab R.	Application des modèles numériques aux essais puits sur le champ de Hassi Messaoud	449
Al-Deffeeri N. S.	Water desalination strategies in kuwait : Review and assessment.	459
Benmoussat A. & Habi M.	Les procèdes de dessalement de l'eau de mer et leur impact sur l'environnement ».	473
Dia M. A. & Lo S. M. & Diawara C. K. & Pontie M. & Ould Mahmoud A. K. & M. L. Fagel & Ndongo M. & M. Rumeau	Caractérisation et modélisation du transfert de matière de membranes de nanofiltration (nf) et d'osmose inverse (oi) commerciales : application au dessalement sélectif d'une eau faiblement saumâtre.	481
Mdiker N. & El Achheb A. & Mandour A. & Younsi A. & El Maliki S. & Bouteyeb K.	Contribution à l'étude de la salinisation de la nappe côtière de sahel el haouzia region d' el jadida, (maroc).	491
Lahlou A.	Nécessite d'induire d'urgence des modèles de gestion de la demande en eau au Maroc.	503
Ben Rouina B.	Effet des changements climatiques sur le comportement physiologique et la production de l'olivier en milieu aride tunisien .	513
Douani M. & Kouadri Moustefai S. & Maouche W.	Influence des conditions climatiques sur la qualité de l'eau du réseau de distribution	523

& Tahar Djebbar H.		
Salama H. & Jalil M. & L. Asmlal L. & Tahiri M.	Comparaison de la vulnérabilité sectorielle des bassins hydrauliques du Maroc face aux impacts possibles des changements climatiques.	533
Sami F. & Amraoui F.	Effet des changements climatiques et de la surexploitation sur la réserve hydrique du saïs (Maroc) ».	549
Addou A.	Utilisation des plasmas non thermiques de type glidarc dans le traitement des eaux.».	555
Boussahel R. & Irinslimane H. & Harik D. & Moussaoui K.M.	Essais d'élimination d'un pesticide présent dans l'eau par adsorption sur de la sciure de bois et les chutes de liége ».	559
Yahi H. & Hami A.	Caractérisation et traitement biologique par boues activées d'effluent de laiterie.	571
Ammour F. & Touil Y. & Kettab A.	Utilisation des sables des dunes comme biofiltre dans l'épuration des eaux usées de la ville de Ouargla (Algérie).	581
Bedbabis S. & Ben Rouina B. & Boukhris M. & Jilani S. & Soua N. & Jribi A	Valorisation des eaux usées traitées en oléiculure : Effet de l'irrigation sur le statut minéral de la plante .	589
Boushaki M. & Kerbachi R. & Aurelle Y.	Intérêt de la déstabilisation des émulsions d'huiles de coupe par la distillation hétéro azéotropique -Application au traitement des effluents de l'industrie mécanique.	595
Cherifi H. & Hanini S. & Bentahar F. & Kettab A	Traitement des effluents aqueux par adsorption sur des fibres naturelles.	607
Drouiche N. & Hecini M. & Bouri M. & Louni B.	Traitement chimique et électrochimique des rejets fluores issus de l'industrie photovoltaïque elimination des fluorures – caractérisation des boues ».	617
Ferroudj N. & Medjram M. S. & Djilani C. & Saker H.	Epuration d'un effluent contenant des métaux toxiques par différents procèdés.	625
Maazouzi A. & Kettab R. - Badri A. & Chenaf D. & Kettab A.	Contribution à l'expérimentation de la filtration de l'eau potable en près traitement dans quelques lits filtrants (sables) de la région de Bechar.	631
Merzouk B. & Madani K. & Sekki A.	Separation of heavy metals using electroflotation.	647
Mouneimne A. H. & Atallah T. & Darwish T. & Zaïter A. & Masri T.	Impact des eaux usées traitées sur la croissance de pinus pinea et castanea sativa.	655
Ramdane N. & Medjra M. S. & Ahmed Chekkat F.	Etude comparative de la dépollution des eaux De la station de Skikda par adsorption Sur charbon actif et sur bentonite.	665
Rasoanandrasana E. & Adelard L. & Mohee R. & Rasolonjatovo M. Z. - Morau D.	Theoretical and experimental approach of anaerobic digestion of distillery slops from sugar cane industries, modelling, parameters estimation and simulation.	671
Trad Raïs M. & S. Mejri &	La reutilisation des eaux usées traitées pour la production	681

Xanthoulis D.	de biens alimentaires: méthodes pour la conservation de la ressource et la maîtrise des risques sanitaires ».	
Ben Rouina B. & Gargouri K. & Abichou M. & Ayadi M. & Rhouma A. & Jilani S. & Ouled Amor A. & Soua N. & Jribi A.	La valorisation des effluents liquides de l'industrie de la transformation des olives comme fertilisant agricole.	691
El Herry S. & Fathalli A. & Jenhani-Ben Rejeb A. & Bouaïcha N.	Variation saisonnière des paramètres physico-chimiques et des concentrations en microcystines et étude du potentiel toxique des especes *microcystis* spp. Et *oscillatoria tenuis* dans la retenue du barrage lebna, Tunisie.	701
Houma F. & Bachari N.	Correlative analysis for physical-chemical parameters and the data satellite to characterize the aquatic pollution. Application to algiers city, Algeria.	713
Nouiri I. & Chakroun H. & Ridene S. & Manai N. & Ben Lili I. & Nefzi M. & Lebdi F.	Optimisation de la chloration dans les réseaux d'adduction d'eau potable. Approche sanitaire et économique	723
Srarfi F. & Slim Shimi N.	Évolution spatiale de la géochimie des éléments traces métalliques dans les eaux de surface de la lagune de Bizerte .	735
Tondo Blaise L.	Contraintes hydrométriques et navigabilité de la rivière Oubangui.	743
Marwan Ghanem	Integrated water resources management in the Jordan rift valley, Palestine.	747
Smets Henri	Concrétiser la notion de prix abordable de l'eau potable	755
Alawneh M. A.M.	Overview of on-site wastewater management in the Palestinian rural areas	759
Bamaarouf M. & Jellal J. E. & Bouzidi A.	Les ressources en eau au Maroc une révision à la baisse ».	775
محمد بلغالي	" سياسة إدارة الموارد المائية في الجزائر : تشخيص الواقع وآفاق"	793
Boukhari S. & Djebbar Y. & Abida H.	Prix des services de l'eau en Algérie, un outil de gestion durable.	803
Frija A. & Chebil A. & Van Huylenbroeck G.	Décentralisation de la gestion de l'eau d'irrigation en Tunisie : analyse des droits de propriété transférés.	815
Habi M. & Benmoussat A.	Le problème de l'eau en Algérie : une perception encore peu maîtrisée.	831
Sbeih M. Y.	The need for proper irrigation water users institutions as an effective means to resolve irrigation problems that will properly manage the irrigation water projects in Palestine.	839
Hamadeh I. & Touchan H. & Malhotra R	Drought stress response in spring in the Mediterranean region.	845
Lahache Gafrej R	La gestion intégrée de l'alimentation en eau du lac Ichkeul.	853
Hamlat A. & Yebdri D. & Errih M.	Contribution à la gestion des ressources en eau des bassins versants de l'ouest algérien à l'aide d'un système	865

	informatisé : cas du bassin versant de la tafna.	
Khalaf-Kairouz L. & Shaban A.	Crieria and indicators of hydrological drought In lebenon".	875
Lamrini B. & Le Lann M. V. & El Khadir Lakhal & Benhammou A.	Gestion supervisée d'une unité de coagulation pour la potabilisation des eaux à partir d'une méthodologie d'apprentissage et d'expertise.	891
Yangui H. & Zouari K. & Daoud A.	Apport des isotopes stables de l'eau (^{18}o et ^{2}h) dans la détermination des modalités de recharge des eaux souterraines de la plaine de sidi Bouzid (Tunisie centrale).	901

APPLICATION DES MODELES NUMERIQUES AUX ESSAIS PUITS SUR LE CHAMP DE HASSI MESSAOUD

APPLICATION OF NUMERICAL MODELS IN WELL TEST ANALYSIS IN THE HASSI MESSAOUD FIELD

M. HAMDANI*.& R.MITICHE-KETTAB **

**Field engineer Schlumberger. Email : merouaneh@yahoo.fr*

*** Dr ENP Alger LRSEau*

Résumé

La capacité de valider une interprétation du welltest pour un puits horizontal en produisant une réponse théorique est basée sur les solutions analytiques avec l'ensemble des paramètres dérivés de l'analyse. Un bon calage entre la réponse simulée et les données du welltest prêtera confiance que l'interprétation soit raisonnable.

Beaucoup de modèles analytiques ont été développés décrivant bien les différentes configurations du réservoir.

Les approximations ou suppositions simplificatrices doivent cependant, être faites pour rendre le modèle mathématique plus proche de la réalité sans oublier qu'il y a une limite par rapport à la complexité qui peut être accomplie analytiquement.

La simulation numérique, en revanche, enveloppe les solutions analytiques tout existantes et à flexibilité potentiellement illimitée. Le réservoir est discrétisé en plusieurs blocs ou éléments, et les équations de la pression sont résolues à travers chacun de ceux-ci. Presque toute la géométrie peut être représentée, en comprenant des couches multiples, limites irrégulières et ainsi de suite.

Mots clés: Essai de puits, Skin, effet de capacité, VORONOI, Transformation de Laplace, Equation de Diffusivité, perméabilité, IP.

Abstract

The capacity to validate an interpretation of the well test for a horizontal well by producing a theoretical answer is based on the analytical solutions with all the parameters derived of the analysis. A good wedging between the feigned answer and the data of the well test will lend trust that the interpretation is reasonable.

Many analytical models were developed describing the various configurations of the reservoir.

The estimates or the simplifying suppositions owe however, to be made to make the mathematical model closer to the reality without forgetting that there is a limit with regard to the complexity which can be analytically carried out

The digital simulation on the other hand surrounds the quite existing analytical solutions and of potentially unlimited flexibility, the reservoir is discredited in several blocks or elements, and the equations of the pressure are resolved through each of these. Almost all the geometry can be represented, by including irregular multiple, limit layers and so on.

Key worlds: well test; Skin, Wellbore storage, VORONOI, Laplace Transformation, Diffusivity equation, Permeability, IP.

1. Introduction

Le forage horizontal avait inspiré à l'industrie pétrolière diverses tentatives depuis presque un demi-siècle plusieurs essais réalisés dans les années cinquante en URSS, en Chine et en Amérique du Nord dont le but était d'augmenter la productivité.

Plus récemment l'utilité des puits horizontaux a été mise en évidence en Algérie ; le premier puits horizontal a été foré à Hassi R'mel Ce type de forage permet de donner des résultats remarquables, vu que cette méthode de forage a pour but de faciliter l'exploitation des réservoirs à faibles perméabilités et d'obtenir un meilleur débit ainsi qu'un temps de percée plus long lorsque les puits produisent avec un cône d'eau ou de gaz.

Dans le cas d'un gisement naturellement fracturé, le puits horizontal permet de connecter les fractures entre elles et d'améliorer l'efficacité de balayage dans la récupération secondaire par injection d'eau ou de gaz.

Dans le cas d'un gisement naturellement fracturé, le puits horizontal permet de connecter les fractures entre elles et d'améliorer l'efficacité de balayage dans la récupération secondaire par injection d'eau ou de gaz.

La conversion des puits verticaux en puits horizontaux permet de minimiser et de retarder la déformation de l'interface Eau – Huile.

a. Matériels et Méthodes :

a. Les tests de puits horizontaux :

En général, l'interprétation des tests de puits horizontaux nous donnent des estimations des paramètres réservoirs suivants :

- Obtenir les propriétés du réservoir à savoir la perméabilité, la pression initiale et le Skin ;
- Estimer le Skin mécanique ;
- Déterminer la longueur effective du drain.

Un test de puits horizontal est difficile à analyser pour les raisons suivantes :

- Le modèle mathématique d'un puits horizontale suppose que le drain est parfaitement parallèle au limite de la formation ;
- Une capacité de puits (WBS) est très importante ;
- Un puits horizontal présente une pénétration partielle et un effet de limite.

Le comportement de la pression reflète la géométrie et les propriétés des régimes d'écoulements du réservoir.

Pour cela, la plupart de ces informations sont tirés à partir de plusieurs tests tel que Build up, Drill Steam Test, Fall off et Draw down test.

L'expérience suggère qu'un test de puits horizontal interprété en utilisant le Log–Log plot, illustre au mieux la signature du puits en pression et en dérivée de pression en fonction du temps.

Cette représentation nous procure une meilleure distinction des différents régimes d'écoulements.

b. Identification des modèles

La validation des interprétations des tests de puits est totalement des tests de puits est totalement dépendante de deux facteurs essentiels, la fiabilité des données brut et la faisabilité du modèle choisi.

La signature d'un test de puits est identifiée par les trois phases suivantes :

1- **Les limites intérieures** : qui nous génèrent le WBS, le Skin, la pénétration partielle et les fractures

2- **Le comportement du réservoir** : qui nous estime l'homogénéité et l'hétérogénéité du réservoir.

3- **Les limites extérieures :** qui nous définissent les frontières du réservoir.

3. Le modèle mathématique d'un test de puits

a. Equation de diffusivité (in field units) **:**

$$\left(\frac{d^2P}{dr^2}\right)+\left(\frac{1}{r}\right)\left(\frac{dP}{dr}\right)=\left(\frac{\Phi.\mu.C_t}{0,002637\ \ .k}\right).\left(\frac{dP}{dt}\right) \quad \ldots\ldots\ldots\ldots(1)$$

Pour un puits vertical :

$$P_i-P_{wf}=\left(162,6.\frac{q.\mu.B}{kh}\right)\left[\log\left(\frac{k.}{\Phi.\mu.C_t.r_W^2}\right)-3,23+0,8686\ .S\right] \quad \ldots\ldots\ldots\ldots(2)$$

Pour un puits horizontal :

$$P_i-P_{wf}=\left(162,6.\frac{q.\mu.Bx}{\sqrt{k\ .k_y}.L_w}\right).\left[\log\left(\frac{\sqrt{k_y.k_z}}{\Phi.\mu.C_t.r_W^2}\right)-3,23+0,8686\ .S_m\right] \quad \ldots\ldots\ldots(3)$$

$$S_m=1,151\ .\left[\left(P_i-P_{wf}\,(1h\right)-\log\left(\frac{\sqrt{k_y.k_z}}{\Phi.\mu.C_t.r_W^2}\right)+3,227\right] \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(4)$$

b. Les régimes d'écoulements dans un puits horizontal

En général, on distingue quatre régimes d'écoulements dans un test de puits horizontal qui sont :

1- L'écoulement radial ;

2- L'écoulement linéaire ;

3- L'écoulement pseudo radial ;

4- L'écoulement pseudo linéaire.

Les figures suivantes montrent les quatre régimes d'écoulements dans un bloc.

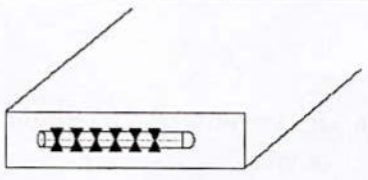


Figure 1 : Ecoulement radial

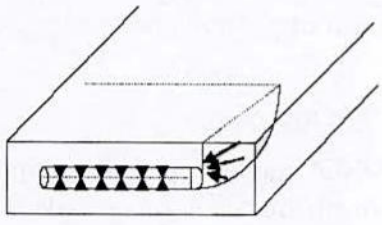


Figure 2 : Ecoulement linéaire

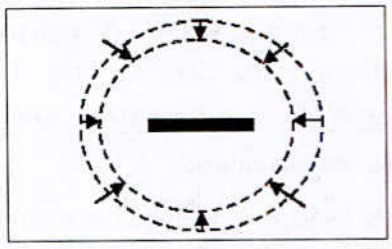


Figure 3 : Écoulement pseudo radial

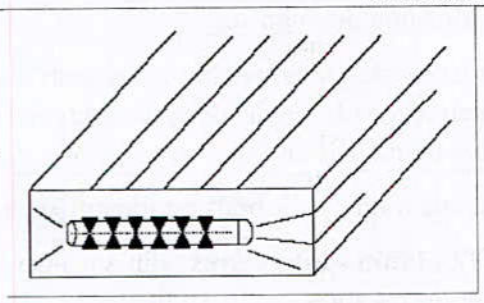


Figure 4 : Ecoulement pseudo linéaire

Dans un log plot – plot d'un test de puits, les paramètres tirés peuvent données une idée sur le comportement du réservoir qui est illustré dans la figure suivante.

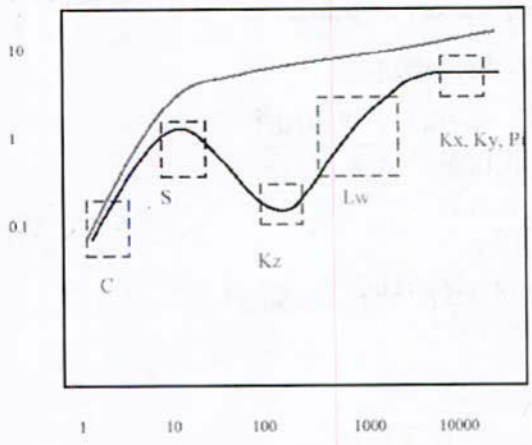


Figure 5 : Les paramètres du réservoir générés par une signature d'un Test de puits.

4. Application des modèles numériques sur le champ de Hassi Messaoud

Les caractéristiques géologiques du champ Hassi Messaoud (fissures, alternants de bonnes et de mauvaises zones de productivité, présence de failles, fractures, etc....) rendent le champ de Hassi Messaoud un bon candidat pour une modélisation numérique.

Les solutions analytiques plus simplistes fournissent seulement des valeurs moyennes de paramètres évalués, et souvent ces modèles moyennés ne représentent pas correctement le comportement réel du réservoir.

Il est espéré qu'une étude du welltesting Hassi Messaoud qu'utilise la simulation numérique fournira une meilleure compréhension des facteurs qui affectent les réponses de la pression.

Dans notre travail, nous avons utilisé le diagramme VORONOI 2D afin de discrétiser le réservoir, on est passé ensuite à la résolution de l'équation de diffusivité pour chaque élément du maillage construit par une linéarisation du problème à l'aide de l'algorithme de Neweton- Raphson.

a. Construction du modèle numérique

Un diagramme VORONOI (aussi appelé **décomposition de Voronoi** ou **partition de Voronoi** du nom du mathématicien russe Fedoseevich Voronoi (1868-1908) est une décomposition particulière d'un espace métrique déterminée par les distances à un

Nous avons appliqué ce modèle pour deux puits du champ de Hassi Messaoud (puits MD57 et ONMZ303)

Diagramme VORONOI

Pour notre travail nous avons utilisé l'algorithme Qhull (méthode incrémentale) afin d'élaborer le diagramme VORONOI, il consiste à un ajout successif de points, nous l'avons illustré sur la figure suivante :

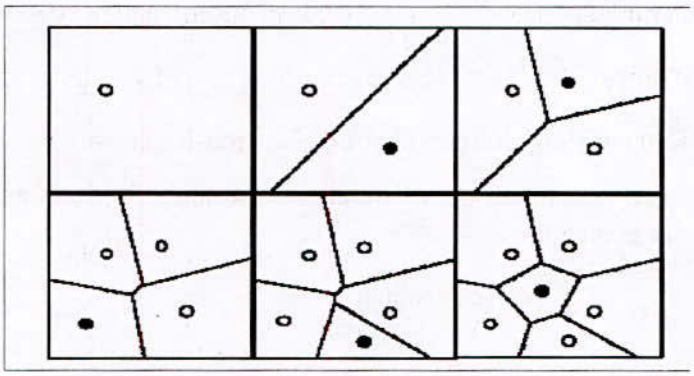


Figure 6 : Construction du diagramme VORNOI par ajout successif de germes et modifications locales du diagramme. Le germe noir correspond au dernier germe ajouté entre deux étapes successives de la construction du diagramme.

b. Les équations du problème

Equation du Réservoir

Les équations qui régissent l'écoulement d'un fluide incompressible dans un milieu de porosité homogène est la loi de Darcy et la loi de conservation de la masse, on aura donc :

$$\vec{V} = -\frac{k}{\mu}.\nabla P$$

$$-div\left(\rho.\vec{V}\right) = \frac{\partial(\rho.\phi)}{\partial t} \quad \text{dans un milieu } \Omega \text{ .....(5)}$$

L'équation d'état du fluide est donnée par la relation suivante :

$$\Phi(p) = \phi_{ref}\left[1 + C_t.(P - P_{ref})\right] \text{.....(6)}$$

Résolution dans l'espace

En considérant le maillage du réservoir, l'équation d'équilibre de chaque unité est donnée par la relation suivante :

$$e_i = \sum_{j \in Ji} T_{ij}.\lambda.(P_j - P_i) - \frac{\partial}{\partial t}\left(\frac{V_i.\Phi_i}{B_i}\right) - q_i \text{ .....(7)}$$

e_i = L'erreur commise par le modèle, elle est exprimée en débit (Volume/ temps) ; J_i : est l'ensemble des modules unitaires collés au module i. ; T_{ij} : Le coefficient de transmissivité qui correspond à la connexion ij.

Résolution dans le temps

Nous avons donc l'équation précédente (qui décrit le réservoir) est discrétisée dans un intervalle $\Delta t = \left[t^n, t^{n+1}\right]$

Pour la résolution des équations précédentes dans le temps, un schéma implicite est adopté et nous aurons l'équation suivante (l'ensemble des équations est exprimé pour la dernière itération (n+1)):

$$e_i^{n+1} = \sum_{j \in Ji} T_{ij}.\lambda.\left(P_j^{n+1} - P_i^{n+1}\right) - \frac{V_i}{\Delta t}\left[\left(\frac{\Phi_i}{B}\right)^{n+1} - \left(\frac{\Phi_i}{B}\right)^{n}\right] - q_i^{n+1} \quad \ldots\ldots\ldots(8)$$

c. Linéarisation du problème

Ce système peut s'écrire : $F(P) = 0$ avec $P = [P_1, P_2, \ldots\ldots, P_N]^t$ et $F = [e_1, e_2, \ldots\ldots, e_N]^t$

Le système est résolu par l'algorithme itératif de Newton-Raphson.

Une approximation de la solution pour l'itération l est notée P^l , le système est linéairisé à partir de cette valeur et on aura :

$F^{l+1} = F^l + J.\Delta P$ avec $J = \left[\frac{\partial F}{\partial P}\right]$ est le Jacobien

et $\Delta P = (P^{l+1} - P^l)$

L'équation linéaire peut se résoudre à présent par la relation :

$$P^{l+1} = P^l - J^{-1}F^l \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots(9)$$

L'approximation qu'on adopte pour la première itération est : $P^0 = P^n$

La solution finale est donnée quand $P^{n+1} = P^{l+1}$ et le critère de convergence est satisfait.

Ce critère est obtenu par la relation : $\{\max(e_i).\Delta t / V\}$

C'est-à-dire (le maximum du résidu * le pas de temps / le volume du réservoir).

Les équations des coefficients du modèle

Le système linéaire s'écrit : $A.\Delta P = B$

avec,

$A = J = \left[\frac{\partial e_i^l}{\partial P_j}\right]$ B = -F^l on aura donc des coefficients comme suit :

$$a_{ii} = -\lambda.\sum_{j \in Ji} T_{ij} - \frac{V_i.\Phi_{ref}.C_r}{B.\Delta t} - \frac{\partial}{\partial P_i} q_i^l \quad \ldots\ldots\ldots(10)$$

$$a_{ij} = \lambda.\sum_{j \in Ji} T_{ij} - \frac{\partial}{\partial P_j}.q_i^l \quad \ldots\ldots\ldots\ldots(11)$$

$$b_i = -\lambda.\sum_{j \in Ji} T_{ij}\left(P_j^l - P_i^n\right) + \frac{V_i}{B.\Delta t}\left(\Phi_i^l - \Phi_i^n\right) + q_i^l = -\lambda.\sum T_{ij}.(P_i^l - P_i^n) + \frac{V_i.\Phi_{ref}.C_r}{B.\Delta t}.(P_i^l - P_i^n) + q_i^l \quad \ldots\ldots\ldots\ldots(12)$$

Résolution des équations aux puits

Les équations aux puits on été résolues à part à cause du WBS

L'équation implicite du débit est donnée par : $q^{n+1} = WI.\lambda.(P_i^{n+1} - P_W^{n+1})$ .....(13)

L'effet de capacité au champ est donné par la relation suivante : $Qs^{n+1} = \frac{C}{\Delta t}.\left(P_W^{n+1} - P_W^n\right)$..(14)

Le débit total est donné par la relation : $Qp = q^{n+1} + Qs^{n+1}$ .....(15)

D'après cette équation on détermine le terme P_W^{n+1} en fonction du terme P_i^{n+1} et nous aurons l'équation suivante : $P_W^{n+1} = \frac{WI.\lambda..P_i^{n+1} + \frac{C}{\Delta t}.P_W^n - Qp}{WI.\lambda + \frac{C}{\Delta t}}$ .....(16)

Et donc nous aurons les équations des paramètres qui seront comme suit :

$q^{n+1} = \frac{WI.\lambda}{WI.\lambda + \frac{C}{\Delta t}}\left[\frac{C}{\Delta t}.\left(P_i^{n+1} - P_W^n\right) + Qp\right]$ .....(17)

$a_{ii} = \frac{\partial q^i}{\partial P_i} = \frac{WI.\lambda}{WI.\lambda + \frac{C}{\Delta t}}.\frac{C}{\Delta t}$ .....(18)

$b_i = q^i = \frac{WI.\lambda}{WI.\lambda + \frac{C}{\Delta t}}.\left[\frac{C}{\Delta t}\left(P_i^i - P_w^i\right) + Qp\right]$ .....(19)

Les équations des invariants (qui sont indépendants du temps mais dépendants de h_i) on été résolues par la méthode des images.

5. Résultat et discussion

a. Application au puits MD57

L'application des solutions analytique a donné le modèle suivant :

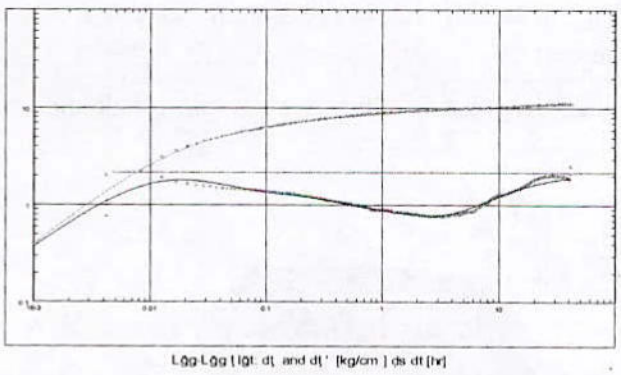


Figure 7 : modèle analytique Réservoir fissuré à limites infinies

Ce modèle est un modèle de Réservoir fissuré à limites infinis.

Nous avons appliqué un modèle numérique afin de constater l'influence des puits avoisinants

Le maillage du réservoir à l'aide du diagramme VORONOI a donné le résultat suivant :

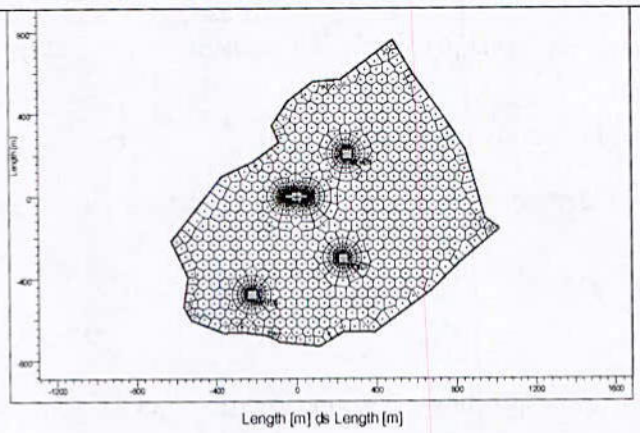


Figure 8 : Maillage du réservoir (application du diagramme Voronoi)

L'application du modèle numérique a donné le résultat suivant :

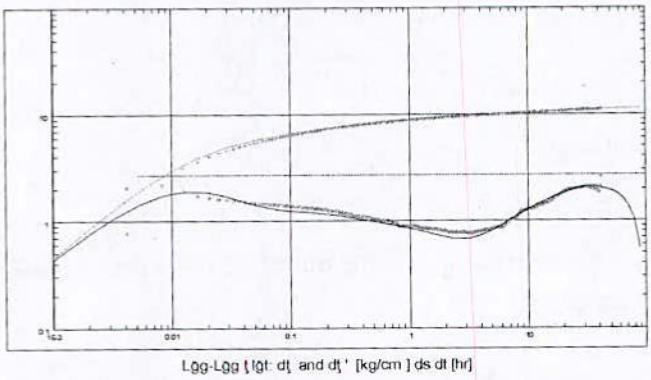


Figure 9 : Modèle numérique Réservoir fissuré à limites infinies (avec les effets de puits)

On remarque que le modèle numérique simule parfaitement les effets de puits avoisinants car on remarque une décroissance de la dérivé de la pression qui est due à l'annulation de la pression (régime pseudo permanent)

La simulation sur la distribution de pression dans le réservoir est donnée par la figure suivante :

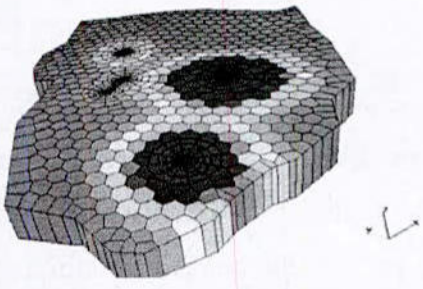


Figure10 : Simulation de la distribution de pression dans le réservoir (simulation de 100 heures)

b. Application au puits ONMZ 303

L'application des solutions analytiques a donné les modèles suivants :

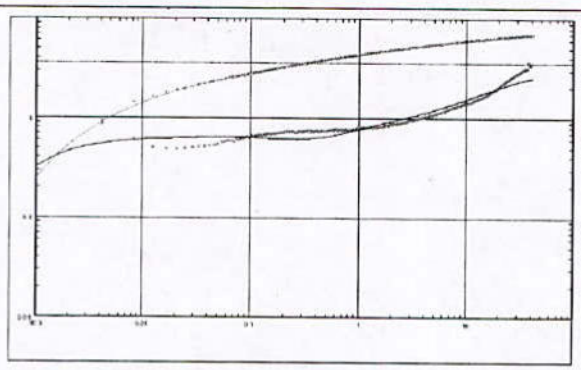


Figure 11 : Modèle analytique réservoir homogène à limites infinies

Ce modèle est un modèle pour réservoir homogène à limite infinie.

Une autre simulation a donné le résultat suivant :

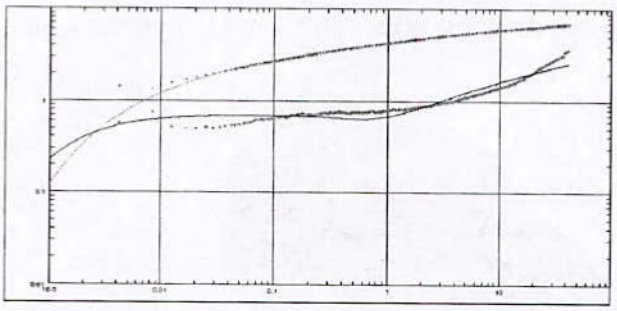


Figure 12 : Modèle analytique Réservoir homogène à limites faille

Ce modèle est un modèle pour Réservoir homogène infini qui présente une faille comme limite.

Devant cette énorme confusion, la seule solution est de recourir aux modèles numériques. L'expérience requise sur le champ de Hassi Messaoud suppose qu'il pourrait y avoir une limite de type rectangle. Cette limite est impossible a représenté par un modèle analytique. C'est pour cette raison qu'on doit appliquer un modèle numérique.

Le maillage du réservoir à l'aide du diagramme Voronoi a donné la figure suivante :

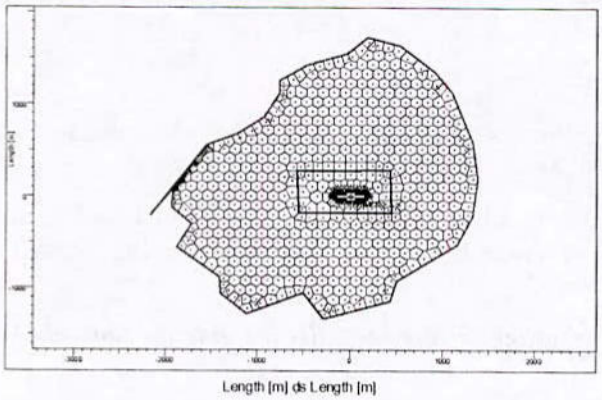


Figure 13 : Maillage du Réservoir (Application du diagramme VORONOI)

L'application du modèle numérique a donné les résultats suivants :

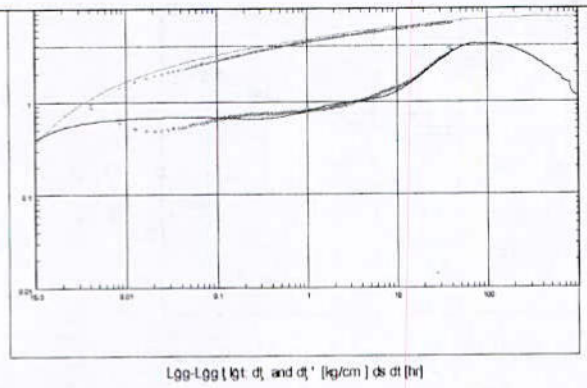


Figure 14 : Modèle Numérique Réservoir homogène infini à limites rectangles

On remarque que le modèle numérique donne de très bons résultats pour un réservoir qui présente une limite rectangle.

La simulation sur la distribution de pression est donnée par la figure suivante :

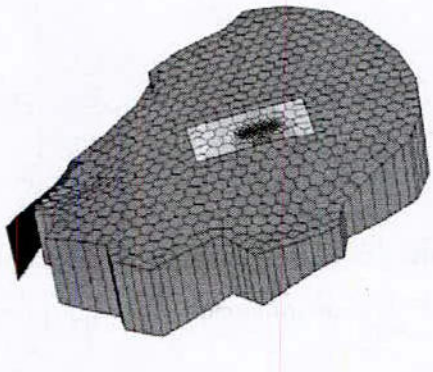


Figure 15 : Simulation de la distribution de la pression dans le Réservoir (durée 150 heures).

Conclusion

Les résultats de l'étude numérique qui a été exécutée ont montré clairement les réponses du welltest dont la géologie complexe peut ressembler à un réservoir hétérogène que présente le champ de Hassi Messaoud.

References bibliographiques:

[1] Djebbar Tiab , May 1998. Pressure transient analysis Fundamentals et advanced , The university of Oklahoma ,USA , May 1998.

[2] M.M Kamel, Y.Pan, and J.L Landa Chevron Corp, and O.O Thomas, Standford ,2000. **Numerical well testing – *A method to use transient testing Result in Reservoir simulation***. SPE

[3] Kappa eng, 2006. ***Interprétation de test de puits à l'aide du Soft KAPPA- SAPHIR, version 4.02***.

[4] Etienne Bertin, 2004. **Diagramme de Voronoi 2D et 3D : Application en analyse d'images.** Thèse de Doctorat en mathématiques appliquées de l'université Joseph Fourier – Grenoble1

[5] Hamdani M., Les nouvelles méthodes d'interprétation des essais de puits horizontaux : application au champ de H.M.D, Projet de Fin d'Etudes ENP Alger Juin 2007.

WATER DESALINATION STRATEGIES IN KUWAIT: REVIEW AND ASSESSMENT

Noura S. AL-DEFFEERI

Doha West Power Station, Ministry of Electricity and Water, Kuwait.
P.O. Box : 1740 Ardia, 92415 Kuwait, Tel. : +965-4879117, Fax : +965-4879067.
Email : aldeffeeri@hotmail.com

Abstract

Kuwait has entered the field of water industry by desalination of sea water and has become one of the major countries in this field. Water desalination by thermal methods was largely established in the State of Kuwait, during the past four decades. Thermal desalination in Kuwait based on the multi-stage flash desalination (MSF). The MSF thermal process was able to operate in the hot climate and can stand the high salinity of seawater. This paper will review and assess the water resources base, the water demand and the development of seawater desalination in Kuwait.

Key words : Seawater, Desalination, MSF, Water Demand, Water Quality.

1. Introduction

It is evident that future population growth will increase the demand for drinking water. In addition, ongoing industrialization, land irrigation and higher living standards cause a rise in per capita consumption of fresh water. This development is concentrated in a narrow coastal zone, where by today about half the world population lives, which will probably rise to three quarters by 2020. However, ground waters are already excessively exploited and at risk of saltwater intrusion in coastal areas, while surface waters are either scarce or prone to pollution. As good quality raw water becomes less available, pretreatment methods must cope with this problem by purifying water for domestic and industrial purposes. The same technology enables us to use seawater as a source of drinking water, thereby extending our use of marine resources for human benefit. Desalination is already tremendously important in many arid countries, and it has to be expected that it will consolidate its position to satisfy the world's demand for water in the future [1].

The desalination industry started during the early part of the 20th century with few small capacity units that had submerged tube evaporators. This design had inefficient operational features that required continuous cleaning of the tubes. Rapid growth in the desalination industry occurred during the 1960s. Since then, water desalination provided a sustainable and reliable source of fresh water. In arid areas such as islands, water desalination is the main source of fresh water. Other alternatives of water transportation are proved to be less reliable, more expensive, and insufficient.

In many arid zones, coastal or inland, desalination of seawater or brackish water may be the only solution for a supply of freshwater. Due to the strategic nature of the product, many countries favor to the adoption of the relatively expensive desalination process, which has been proved to provide a sustainable source. The adoption of the desalination process by the Gulf States, as well as by a number of industrial countries, has resulted in rapid progress in the industry since its inception in the 1950s. Since then, the number of operating units has increased from a handful to more than 11000 units in 1996 [2]. This increase in the

production volume has been associated with a decrease in the power consumption from 100-250 kW per 1000 gallons in 1955 to 15-40 kW per gallons. Similar progress has occurred in the MSF process, where the unit capacity has increased from a small capacity of 0.5 mgd during the 1950s and 1960s to a current unit capacity varying from 7 to 12.5 mgd[3].

2. Desalination Technology

Extracting pure water from saline water is an energy driven process and relies either on a phase change of the solvent or the forced movement of water molecules through a selective membrane. As fresh water is produced the waste stream is increased in salt concentration and discharged back to the sea, enriched with chemicals added to control the process.

The early desalination industry was based on thermal evaporation in the beginning of the last century and distillation is still the predominant process worldwide today. However, operation was fundamentally modified in the 1950s. Since then, several vessels are connected in series with gradually changing temperature and pressure values, which include boiling without adding extra heat to that stage of the plant. The processes are therefore termed multi-stage flash (MSF) and multi-effect distillation (MED), with MSF being more common today. In the early 1960s the first membranes were implemented in electrodialysis (ED) plants but reverse osmosis (RO) technology soon overtook ED in terms of market share. As membrane separation experienced major drawbacks compared to the more robust distillation process, improved water pretreatment methods and membrane materials were developed in the past. This trend is going to continue and research currently focuses on new techniques like ultra and nanofiltration to cope with insufficient feedwater quality. Similar yet earlier experience in distillation improved the overall performance through larger, more efficient plants, more resistant construction materials and specially designed water additives for scale, fouling and corrosion control.

The lead to MSF over RO is based on its earlier application and higher experience in process control, but market shares are almost equal today if all feedwater sources are considered: both provide for slightly more than 40% of total capacities, which is more than 10 million m^3 per day each. However, these figures do not account for underlying trends with regard to different sources of feedwater. MSF is the dominant process over RO for seawater applications worldwide with 70% and 18% respectively. This has to be seen in the context of seawater being the most common raw water source of all: about 15 million m^3 potable water are extracted from seawater each day compared to 6.5 million m^3 per day from brackish water sources and a worldwide total capacity of about 25 million m^3 per day. From these figures, it can be concluded that the MSF process is almost entirely used for seawater desalination while RO plants predominately operate on river or brackish water sources.

The uneven market shares of MSF and RO in seawater applications reflect the situation prevailing in the countries of the Middle East. Saudi Arabia has the world's largest seawater desalting capacity with about 4 million m^3/day and most plants are based on MSF technology. MSF is even more predominant in the UAE and Kuwait which have second and third largest capacities of seawater desalination. Water production is usually coupled to power generation plants in these countries, thereby making use of the waste heat and explaining the lead of MSF technology. As another consequence, most seawater

desalination is achieved by large plants that are capable of producing more than 5000 m^3 per day and unit.

In contrast, the RO process is less energy intensive and consequently a favored option in countries which do not have large oil and gas resources at their disposal. However, these capacities are too small to have a marked influence on the overall share. For example, Spain follows Kuwait on 4th position with about 0.8 million m^3/day of drinking water extracted from seawater. This is about two thirds of Spain's total capacity, which was doubled during the last 5 years and is based to 84% on RO while MSF contributes only 5% [4] et [5]. The increasing demand in Mediterranean countries of the EU will allow seawater desalination and probably RO to be applied on a larger scale, especially where tourist areas are industrial zones expand locally [6]. However, RO will remain the predominant process for small, single purpose plants [4] while MSF is chosen for large dual purpose plants.

3. Multi-stage Flash

The MSF process has many attractive features, which distinguish it from other desalination configurations. Since its establishment in the late 1950s, enormous field experience has been accumulating in process technology, design procedure, construction practice and operation. This has resulted in the development of simple and reliable operational procedures. In addition, the development has addressed and solved various operational problems, including scale formation, foaming, fouling and corrosion [7-10]. Experience gained in the operation and design of MSF plants has led to the use of inexpensive construction materials capable of withstanding harsh conditions at high salinity [11-13]. The MSF system does not include moving parts, other than conventional pumps. Construction of the MSF plants is simple and involves a small number of connection tubes, which limits leakage problems and simplifies maintenance work.

In the light of the above, we strongly believe that the MSF system will remain the main desalination process, especially in the Middle East. This is due to the following:

1. The conservative nature of the desalination owner.
2. The product is a strategic life-supporting element.
3. Extensive experience in construction and operation.
4. Process reliability.
5. Limited experience, small database and unknown risks with new technologies[2].

4. Description of the MSF process

The MSF distillation is currently the most common and simple technique in use. It has operated commercially for more than 30 years[14]. Figure 1 shows a schematic presentation of an MSF desalination plant. Pressurized sea water flows through closed pipes where it exchanges heat, with vapor condensing in the upper sections of the flash chambers. Water is then heated to a certain initial high temperature, using burnt fuel or external steam, and this allows flashing along the lower part of the chambers, from chamber to chamber under reduced pressure conditions. Vapor generated is allowed to flow through a mist eliminator to meet the condensing tubes, where heat is transferred to the heating feed seawater. The condensate drips into collectors and is pumped out as the plant product. Exhausted brine, concentrated in salt, is pumped out and rejected to the sea.

Part of the brine is recirculated with the feed in order to increase water recovery. The technique consumes high energy, as sensible heat and pumping. Increasing energy

efficiency is a function of the number of stages involved, highest temperature of the preheated feed seawater, better heat transfer at the condensing vapor, better utilization of the heat rejected with the product and the rejected brine, controlling and preventing scale formation, prevention of accumulated non-condensable gases, etc. Corrosion is associated with the highest temperatures, existence of dissolved oxygen in the water, and the choice of materials for heat transfer surfaces.

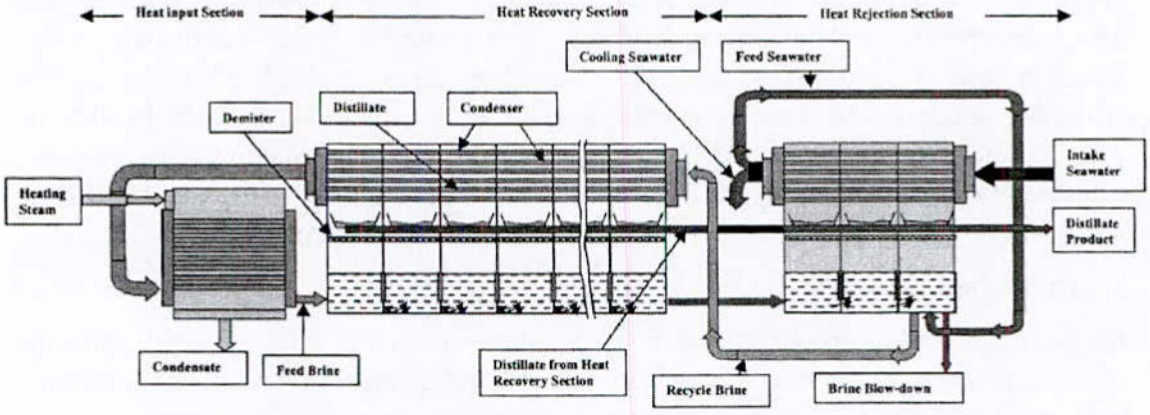


Figure 1 : Multi-stage Flash Desalination Process

The process is not very sensitive to the initial concentration of seawater. It is also not sensitive to suspended particles, and a simple straining-filtration technique is suitable. Acid and/or anti-scalants may be added to feed water for controlling scale precipitation. This is also an important advantage of the process over other distillation processes, since scale does not precipitate on heat transfer surfaces but within the chambers. Biocides are also used as a pretreatment to prevent microbiological activity. De-aeration is needed to remove oxygen and to reduce the possibility of non-condensing gas accumulation. The described pre-treatments are also suitable for most of the other evaporative desalination techniques.

The product of this technique has the common advantage of most evaporation techniques – water produced with about 50 ppm of TDS, due to drops carried by vapor. It is possible to produce better quality water, down to 10 ppm TDS. The by-product is aggressive and can cause corrosion. It is usually mixed with another source of water to control salt concentration and prevent corrosion [3].

5. Progress of the Desalination industry in Kuwait

In view of the scant natural fresh water resources, Kuwait since founded has to look for other sources to secure potable water requirements. Kuwait, in the past relied mainly on rain water found near the surface in shallow wells. But due to the growth of population that scant source became no longer sufficient to cater for the growing demand. So at the turn of the last century, Kuwait turned to Shaat-Al-Arab for fresh water supply brought by dhows, and a primitive stage and distribution network was established. Matters remained the same until the influx of oil wealth when the first oil shipment was effected in 1946. Kuwait thus had the funds necessary to invest in modern water production facilities that could cater for fresh water demand. In the early fifties, a plan was endorsed to establish sea water desalination plant. At the outset, the conventional method i.e. submerged tube technique was employed. That method proved very costly and inefficient. However, when a foreign company, introduced a new method of using flash type technique, Kuwait was the first to

adopt it and that same company was awarded the construction of the first facility in the Gulf area. In fact, before the end of fifties, the first (4x1/2 MIG) units were operational. That method was a success rendering better production less space and incurred substantial saving in operation and maintenance costs.

Thus Kuwait took the lead in up-grading the specifications and ordering bigger units. A (1x 1 MIG) unit plant was erected in early sixties, then a (1 x 2 MIGD) before the end of the decade. Finally, in early seventies, the multi-stage flash type method was approved where upon 5 MIGD units were introduced followed by 6 MIGD units subsequently. However, from an engineering and economic point of view the size of 6 MIGD proved ideal in terms of steam consumption and chemicals and gave optimal production. Hence, it became the backbone of fresh water industry in Kuwait. A look at production capacity and mean daily consumption figures as mentioned below shows the degree of effort put in, which translates the funds allotted by the Government to build a production capacity deemed to be one of the world's largest installations of its kind.

Due to the Iraqi Occupation, the installed capacity of distillation plants decreased to 216 MIG. After repairing of 3 distillers (D1, D2 & D3) each capacity of 6 MIGD at Shuwaikh station and increase capacity of some distillers at Doha West and Az-Zour South Stations as well as addition of 4 new distillers at Az-Zour South Station; the total installed capacity of all distillation plants has reached to 317.1 MIGPD [15].

Table 1 : Production & Distribution Key IndicatorsYear

Year	Installed Capacity MIG	Daily Average of Gross Consumption MIG
1965	9	7.1
1975	62	31.8
1985	215	101.1
1995	234	168.7
2005	317.1	305.5

Over the past five decades, the Ministry has not neglected to study and explore other techniques for fresh water production. However, the main objective of Water Development Resources Center in Shuwaikh was to study and evaluated alternative methods in addition to their operational and economic feasibility.

This huge quantitative evolution which over the last four decades has raised production by sixty four fold would not without fail have been achieved, but to satisfy the demand for fresh water, the mainstay of life. The provision of this water in addition to electricity are the two prime movers of construction and demographic growth seen now in Kuwait. He who follows consumption figures will immediately notice that mean per capita consumption has risen from 4851 IG in the year 1960 to 9252 IG in 1970 then to 16734 IG in 1980 and 29583 in 1992 then to 39631 IG in 2000 and finally mean per capita consumption reached to 37279 IG in 2005 [15].

6. Fresh Water – Historical Development

The striking progress realized by Kuwait in the field of water runs in parallel with her success in coping with the ever increasing demand for electricity. Both utilities are the

major aspects of progress and advancement prompted by oil wealth and the persistent concerted efforts to further peoples' amenity. However, the achievements realized are just a reflection of the effort and money invested by the state to sustain and promote this essential service.

Kuwait in the past relied on a scant number of wells to satisfy her needs for water. Those wells were the main source of fresh water supply and added to them was water transported by dhows from Shatt-Al-Arab.

In 1905, the first well which relatively had a large fresh water capacity, was discovered in Hawally Area. In 1925, a Seafarer placed several empty barrels in the hold of dhow and sailed to Shatt-Al-Arab. He returned to Kuwait with the barrels full of fresh water and emptied them into a small reservoir near Shuwaikh. Transport of water by dhows continued for some time, then water tanks supplanted the barrels and dhows were converted to water carriers.

In 1939, a Company was established to run such fleet of water carriers from Shatt-Al-Arab, while three reservoirs were constructed on the sea shore for the gathering and storage of water transported at a rate of 8500 gallons / day. By 1946, the beginning of oil era, that Company had 45 dhows for continuous transport of water at the rate of 80,000 gallons / day.

However in 1951, KOC erected a small (80000 G/D) sea water desalination plant at Mina Al-Ahmadi and piped part of the water to Kuwait town.

The provision of potable water and electricity necessary for construction expansion was one of the major tasks given much care and attention by the Government. In 1953, the first (1 MIGD) Distillation Plant in Shuwaikh was commissioned. It was later developed to comprise 10 (total installed capacity 32 MIGD) distillation units. During the year 1988, the Station's installed capacity was reduced to 28 MIG after putting out of service three distillation units (capacity 4 MIG) due to their low efficiency or uneconomic operation and maintenance. With the expansion of demand for fresh water and electricity, it was pressing and imperative to develop new production centers.

During the vicious occupation in 1990, the Iraqis destroyed Shuwaikh Station completely. Now, after major renovation / rehabilitation works, 3 distillers (D1, D2 and D3) of 6 MIGPD capacity each totaling 18 MIGPD which are fed from 3 Boilers (12B, 12C and 12D) alongwith Recarbonation System are also available and in operation.

In 1965, Shuaiba North/Plant commenced production of fresh water – it consists of 7 (2 MIGD) units, with total installed capacity 14 MIGPD. During the year 1988, the Station's installed capacity was reduced to 9 MIG after putting out of service three distillation units (capacity 5 MIG) due to their low efficiency or uneconomic operation and maintenance. The Station is now out of service due to the destruction of its equipment and buildings during the Iraqi occupation.

As for Shuaiba south D/Plant, the first (5 MIGD) unit was commissioned in 1971, it now consists of 6 units with a total installed capacity of 30 MIGD.

In 1978, three distillation units at Doha East Plant were commissioned. It is now consists of 7 units with a total capacity of 42 MIGD.

In 1983, three distillation units at Doha West Plant were commissioned. It is now consists of 16 units with a total capacity of 110.4 MIGD at high temperature operation.

Likewise, six distillation units at South Az-Zour Plant were commissioned in 1988 – it now comprises 16 distillation units bringing up total output to 115.2 MIGD at high temperature operation.

It is rather obvious from the above mentioned data that the installed capacity of Distillation Plants in operation totals 317.1 MIGD while gross maximum consumption reached 350.6 MIG in 2005. In the mean time fresh water gross production rose from 1773 MIG / year in the late fifties to (111502) MIG in 2005 while per capita average consumption of fresh water rose from 4604 IG / year in 1959 to 21589 IG / year in 1988 and 37279 IG / year in 2005, Figure 2, [15].



Figure 2 : Distribution of MSF distillation plants in Kuwait.

7. Distillation Plants

The distillation units in the Power Stations and Water Distillation use the multi stage flash evaporation method. Each distillation unit consists of number of stages ranging between 24 – 26 stages and the capacity of the units is between 4.4 – 7.2 MIG/Day for each unit according to each station. However, the total capacity of the distillation units in the Power and Water Distillation Stations is 317.1 MIG per day including high temperature operation (HTO) of distiller units at most of Doha West and all of Az-Zour South Station[15].

8. Brief Summary of the present situation in various Water Distillation Plants

a. Distillation Plants

i. Shuwaikh Distillation Plants

Installed Capacity 28 MIGPD.

Current Available Capacity 19.5 MIGPD.

Three distillers (D1, D2 & D3) of 6 MIGPD capacity each, totaling 18 MIGPD. The Production Capacity was increased to 6.5 (MIGPD), totaling 19.5 MIFGPD which are fed only from three Boilers (12B, 12C & 12D) with Recarbonation System also available and in operation, Table 2, [15].

Table : 2

Station	Date of Commissioning	Number & Size of Units	Total Capacity
A-1	28.5.60	1 Unit x 4 MIGPD **	4 MIG
B-1, B-2	27.4.68 & 15.12.68	2 Units x 2 MIGPD	4 MIG
G-2	20.4.68	1 Unit x 4 MIGPD	2 MIG
D-3	14.1.82	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
D-1	19.4.82	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
D-2	29.4.82	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG

** Million Imperial Gallons Per Day

ii. Shuaiba North Dist. Plants:

Installed Capacity 9 MIGPD.

Shuaiba North Station is out of service due to destruction's inflicted by the Iraqi occupation forces, Table 3, [15].

Table : 3

Station	Date of Commissioning	Number & Size of Units	Total Capacity
A-1, A-3	12.9.65 & 3.4.66	2 Units x 1 MIGPD	2 MIG
C-2	27.5.68	1 Unit x 2 MIGPD	2 MIG
D	3.5.71	1 Unit x 4 MIGPD	2 MIG

iii. Shuaiba South Dist. Plants

Installed Capacity 30 MIGPD

It consists of 6 distillers x 5 MIGPD with a total installed water production capacity of 30 MIGPD, Table 4,[15].

Table : 4

Station	Date of Commissioning	Number & Size of Units	Total Capacity
A-1	1.11.71	1 Unit x 5 MIGPD	5 MIG
A-2	1.1.72	1 Unit x 5 MIGPD	5 MIG
A-3	14.2.72	1 Unit x 5 MIGPD	5 MIG
A-4	29.3.72	1 Unit x 5 MIGPD	5 MIG
A-5	26.6.75	1 Unit x 5 MIGPD	5 MIG
A-6	15.5.75	1 Unit x 5 MIGPD	5 MIG

iv. Doha East Dist. Plant

Installed Capacity 42 MIGPD.

It consists of 7 distillers x 6 MIGPD with a total installed water production capacity of 42 MIGPD, Table 5, [15].

Table : 5

Station	Date of Commissioning	Number & Size of Units	Total Capacity
A-1	14.6.78	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
A-2	17.7.78	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
A-3	17.9.78	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
A-4	13.2.79	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
A-5	12.4.79	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
A-6	7.6.79	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
A-7	13.8.79	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG

v. Doha West Dist. Plants

Installed Capacity 110.4 MIGPD.

It consists of 16 distillers x 6 MIGPD with a total installed water production capacity of 96 MIGPD.

Stage I : All 4 distillers are available with 6 MIGPD capacity each totaling 24 MIGPD.

Stage II : All 12 distillers are available at High Temperature Operation (HTO) with 7.2 MIGPD. The total installed water production capacity for stage I and stage II is 110.4 MIGPD, Table 6, [15].

Table : 6

Station	Date of Commissioning	Number & Size of Units	Total Capacity
D1 A	27.10.83	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
D1 B	15.11.83	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
D4 B	17.11.83	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D4 A	25.3.84	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D3 B	21.5.84	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D2 A	26.6.84	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
D3 A	30.6.84	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D6 B	23.7.84	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D6 A	10.8.84	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D5 B	31.8.84	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D2 B	28.9.84	1 Unit x 6 MIGPD	6 MIG
D5 A	19.10.84	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D8 B	15.12.84	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D8 A	18.1.85	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D7 B	2.2.85	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D7 A	25.3.85	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG

vi. Az-Zour South Dist. Plants

Installed Capacity 115.2 MIGPD

It consists of 16 distillers with a total installed water production capacity of 115.2 MIGPD, 8 distillers were in the stage I and 4 in the stage II and the remaining 4 in the stage III.

Stage I : All 8 distillers are available for High Temperature (HTO) with 7.2 MIGPD capacity each totaling 57.6 MIGPD.

Stage II : 4 new distillers each with a capacity of 6 MIGPD were added. The capacity of each unit can be raised to 7.2 MIGPD.

Stage III : 4 new distillers (D13, D14, D15 and D16) each with a capacity of 7.2 MIGPD (total capacity 28.8 MIGPD) were added. The total installed water production capacity is 115.2 MIGPD, Table 7, [15].

Table : 7

Station	Date of Commissioning	Number & Size of Units	Total Capacity
D4	4.2.88	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D3	30.3.88	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D2	8.5.88	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D1	8.8.88	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D8	1.10.88	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D7	18.11.88	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D6	10.1.89	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D5	18.4.89	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D12	23.2.98	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D11	25.5.98	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D10	15.7.98	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D9	12.8.98	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D16	10.8.2001	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D15	25.9.2001	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D14	15.11.2001	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG
D13	23.12.2001	1 Unit x 7.2 MIGPD	7.2 MIG

b. Water Distillation Projects Works Accomplished and Future Projects.

i. Construction of Sabiya Distillation Plants Projects (Stage I & Stage II)

The purpose of this project is to supply and erect the following:

- Four Distillation Units each having 12.5 MIGPD capacity i.e. with maximum capacity of 50 MIGPD (Units No. D5, D6, D7 and D8).
- Recarbonation Plant for treatment of the distilled water produced from stage I and stage II Distillation Units (i.e. with maximum capacity of 50 MIGPD).
- Sea water intake and out fall structures for Sabiya Distillation Units Plants including all the future distillation plants.

The contract is signed on 8/5/2004 and the work construction is going on. The first unit is expected to be in service during July 2006, while the remaining units will follow every consecutive two months for every unit[15].

ii. Construction of Sabiya Distillation Plants Project (Stage III)

The purpose of this project is to supply and erect (4) Distillation Units each having 12.5 MIGPD i.e. with maximum capacity of 50 MIGPD in addition to Recarbonation Plant. The contract is signed on 16/4/2005 and the four units are be in service by the middle of year 2007 [15].

iii. Construction of Shuwaikh Reverse Osmosis Desalination Plant

The purpose of this project is to supply and erect Reverse Osmosis Desalination Plant (RO) having total capacity of (30) MIGPD with Recarbonation Plant. Tender specification of this project was issued during the first half of year 2005 in order to put the plant in service by the middle of year 2008.

iv. Construction of Shuaiba Distillation Plant Project

The purpose of this project is to supply and erect (4) distillation Units each having 15 MIGPD i.e. with maximum capacity of (50) MIGPD in addition to Recarbonation Plant. Tender specification of this project was issued in March of year 2006 in order to put the plant in service by the end of the year 2008[15].

v. Construction of Az-Zour North Distillation Plant Project

The purpose of this project is to supply and erect (10) Multi Stages Flash Distillation Units (MSF) each of 12.5 MIGPD capacity with Recarbonation Plant in addition to one Reverse Osmosis Desalination Plant (RO) having 25 MIGPD capacity i.e. having total capacity of (150) MIGPD for the plant.

The first stage of this project consists of four distillation units (4 x 12.5) MIGPD with Recarbonation Plant in addition to Reverse Osmosis Desalination Plant of (25) MIGPD capacity.

Tender specifications of Stage I is expected to be issued by the middle of year 2008 in order to put the first Desalination Plant in service by the first quarter of year 2011[15].

Table 8 : Future Estimates of Distillation Plants' Installed Capacity (Million Imp. Glns/Day) During 2006-2010

Station	Year				
	2006	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**
* Shuwaikh	19.5	20.5	20.5	50.5	50.5
Shuaiba	30	36	36	36	36
Doha East	42	50.4	50.4	50.4	50.4
Doha West	110.4	110.4	110.4	110.4	110.4
Az-Zour South	115.2	115.2	115.2	115.2	115.2
** Sabiya	50	100	100	100	100
*** Shuaiba North (G/T) Project	-	-	-	60	60
Total Installed Capacity	367.1	432.5	432.5	522.5	522.5

* It is expected to raise the production capacity from 19.5 MIGPD to 20.5 MIGPD at Shuwaikh Station during 2007 and it is also expected to erect new distillation plants (RO) having capacity of 30 MIGPD to reach the total installed capacity of 50.5 MIGPD during 2009.

** It is expected that 4 new distillation units will be on line for Sabiya Power Station with installed capacity of 12.5 MIGPD each and all the units will be on service in year 2007 with total installed capacity of 100 MIGPD.

*** It is expected that 4 new distillation units will be on line for SNPS during 2009. The installed capacity for each unit is 15 MIGPD with total installed capacity of 60 MIGPD[15].

Table 9 : Gross Production of Distilled Water (MIG) During 1980-2005

Period	Shuwaikh Station	Shuaiba North Station	Shuaiba South Station	Doha East Station	Doha West Station	Az-Zour South Station	Total
1980	3094	3409	5286	9509	-	-	21298
1981	3174	3513	5775	10466	-	-	22928
1982	4242	3417	7753	10575	-	-	25987
1983	7733	3745	7431	9352	1033	-	29294
1984	5967	3344	6629	6314	9791	-	32045
1985	5849	3391	7092	4910	13156	-	34398
1986	6517	3246	7280	6830	11413	-	35286
1987	6383	3012	7513	7016	12495	272	36691
1988	6915	1882	4876	7480	12273	6811	40237
1989	5356	1960	4828	8514	15415	8147	44220
1990	4128	595	4235	8431	16698	10367	44454
1991	361	-	3318	4942	11896	9473	29990
1992	-	-	5775	7101	14260	12969	40105
1993	-	-	6223	9725	16348	14113	46409
1994	2461	-	7460	9867	19070	14426	53284
1995	3574	-	7895	11696	19642	14560	57367
1996	4341	-	6731	12085	22272	18133	63562
1997	4282	-	7467	11125	27599	18035	68508
1998	2762	-	7788	13434	29271	19961	73216
1999	2994	-	7465	12506	30708	25124	78797
2000	3641	-	7680	12736	31349	27049	82455
2001	3723	-	7479	12693	31692	29228	84815
2002	2583	-	7946	12986	31938	35215	90668
2003	2806	-	7987	13725	33366	36901	94785
2004	4281	-	8075	14168	34004	36941	97469
2005	5635	-	7950	14250	36205	39197	103237

9. Future Developments

The immediate future outlook for desalination in Kuwait, which includes a major part of the first half of this century, is rather simple to predict. Based on the MSF operational experience in Kuwait, it is suggested that these MSF plants will form the backbone of the Kuwait desalination industry up to 2030. This assumes a plant life time of 30-40 years, which has already been experienced for several existing units in Kuwait.

The Kuwaiti state will continue to experience an increase in its population and demand for desalinated water and generation of electric power. Currently, Kuwait consumes less than 10% of its oil production for various industrial sectors, motor vehicles, and electric power generation. However, population increase and expansion in the industrial sector (including desalination) will eventually result in an increase of the oil consumption rate. This situation may call for the adoption of the RO process instead of the MSF process.

The phenomenal social, economic, and industrial developments witnessed in Kuwait during the last four decades of the twentieth century have been backed up by freshwater supplies from the sea, using one type of desalination technology known as multistage flash (MSF).

Kuwait, like other GCC countries, has adopted the MSF technology as part of dual-purpose systems providing power and water cogeneration. Over the past four decades, these dual-purpose systems have successfully sustained the country's fastest growth rate in modern history. In particular, the MSF process has proved to be the most reliable and safest source of the highest purity and best quality freshwater from the sea, regardless of the feedwater quality.

10. Conclusions

Desalination technology in all respects will become a reliable resource of drinking water. The Kuwaiti desalination experience extends over more than 50 years. The study shows that the entire experience deals with MSF thermal desalination, which started with small MSF units with a capacity of 454.6 m^3/d (0.1 MIGD) and gradually progressed to reach much larger MSF unit capacity of 56,818 m^3/d (12.5 MIGD). The starting total production capacity was only 4546 m^3/d (1 MIGD). By 2007, the total production capacity will reach 1.92×10^6 m^3/d (423 MIGD). In addition to an increase in the unit production capacity, other achievements have been made in unit design, including the use of more efficient and less expensive materials, adoption of on-line ball cleaning, use of demisters, motor-driven pumps, and high-temperature antiscalants.

More desalting units are urgently needed for Kuwait to satisfy the growing consumption of potable water. The only used system to desalt seawater is MSF desalting system. The delivery time may be crucial to Kuwait where the present installed desalting capacity is almost equal the consumption and the demand continues to increase.

A variety of water management scenarios are considered which include: (1) desalination of seawater and brackish groundwater desalination to satisfy potable water demand, (2) wastewater reclamation and reuse for agricultural and landscape irrigation as well as domestic non-potable applications, and (3) brackish groundwater for non-potable water supply. A proactive approach has to be developed to ensure the sustainable management of all resources, recognizing that water is a precious, finite and irreplaceable resource. Efforts must be made to develop efficient and comprehensive planning tools to which integrated water management models should be a great asset.

11. References

[1] Sabine Laltemann, Thomas Hopner, Seawater Desalination, Balaban Desalination Publications, 2003.

[2] K. Wangnick, IDA Worldwide Desalting Plants Inventory, report no. 14, 1996.

[3] Hisham T. EL-Dessouky, Hisham M.E. Houney, Yousef AL-Roumi, Multi-stage flash desalination:Present and Future outlook, Chemical Engineering Journal 73(1999) 173-190.

[4] El-Dessouky, H. (2000), Multi-stage flash desalination technologies, Eurosummer School short course on sustainability assessment of water desalination technologies, Vilamoura, Portugal, November 2000

[5] Wangnick, K. (1999), IDA Worldwide Desalting Plants Inventory Report No. 16. Wangnick Consulting GmbH, 27442 Gnarrenburg, Germany, 247p.

[6] Ribiero, J. and Spiewak, I. (1998). Desalination research priorities – A European survey, IPTS EUR 18087 EN. Institute for Prospective Technological Studies, Isla de la Cartuja, 41092 Sevilla, Spain, 36p.

[7] H.T. El-Dessouky, T.A. Khalifa, Scale formation and its effect on the performance of once through MSF plant, Desalination 65 (1985) 199-217.

[8] E.A. Al-Sum, S. Aziz, A. Al-Radif, M. Samir, Heikal, vapour-side corrosion of copper base condenser tubes of the MSF desalination plants of Abu Dhabi, Desalination 97 (1994) 109-119.

[9] M.A. Marwan, N.H. Aly, M.S. Saadawy, Simple code for the estimation of scaling potential, Desalination 101 (1995) 279-286.

[10] A.U. Malik, T.L. Prakash, I. Andijani, Failure evaluation in desalination plants some case studies, Desalination 105 (1996) 283-295.

[11] M.H.A. El-Saie, M.S.I. Kafrawi, M.I. Kamel, Study of the operating conditions for three large MSF desalination units each of capacity 7.2/8. MGD (27360/32832 Ton/Day) in Abu Dhabi, UAE, Desalination 73 (1989) 207-230.

[12] A.U. Malik, P.C. Kutty, I.N. Mayan, S.A. Andijani, A.l-Fozan, materials performance and failure evaluation in SWCC MSF plants, Desalination 97 (1994) 17-187.

[13] A. Al-Radif, R. Borsani, H. Sultan, Selection of materials for Taweelah, "B" MSF desalination plant project (6x10-6x12.7 migd), Desalination 97 (1994)3-16.

[14] Awerbuch, L. 1997a. "Dual Purpose Power Desalination / Hybrid Systems/Energy and Economics." IDA Desalination Seminar, Cairo, Egypt, September

[15] MEW, Ministry of Electricity and Water Statistical Year Book. Parts 1 and 2, Ministry of Electricity and Water, Kuwait, 2006.

LES PROCEDES DE DESSALEMENT DE L'EAU DE MER ET LEUR IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT

DESALINATION PROCESSES OF THE SEA WATER AND THEIR ENVIRONMENTAL IMPACT

A. BENMOUSSAT * **& M. HABI**[**]

* *Equipe de recherche: matériaux et environnement & Faculté des sciences de l'ingénieur &Université Abou Bekr Belkaid , BP 230 chetouan TLEMCEN 13000 (ALGERIE), tel /fax +21343285685*

Email : abbenmoussa@gmail.com

** *Faculté des sciences de l'ingénieur & département hydraulique*

BP 230 chetouan TLEMCEN 13000 (ALGERIE), Email :Moha.habi@gmx.de

Résumé

Les précipitations entartrantes et corrosives sont plus accentuées en procédés thermiques par distillation par suite de variation de l'équilibre calco - carbonique en fonction de la température et du pH nécessite un prétraitement par injection d'inhibiteur et d'acidifiant. Les résultats de l'étude menée sur le site du littoral de Ghazaouet (Tlemcen) ont montrés que les saumures rejetées renferment des quantités non négligeables de corps dissous et en suspension où la salinité est de 49g/l et contenant des effluents acides. L'indice de saturation de l'eau d'appoint montre le caractère entartrant de l'eau de mer où la concentration en sel a été estimée à 34 g/l. Les discussions portent sur les effets du dessalement sur l'environnement et la maîtrise de *l'énergie* qui apparaît comme un outil majeur pour le développement durable. Les méthodes de correction de l'eau d'appoint par l'utilisation des produits chimiques, les dosages envisagés, le traitement des saumures rejetées, la préservation des écosystèmes et la conception de nouveaux procédés seront discutées.

Mots clés : eau – dessalement - procédés – distillation – environnement - saumures - énergie

Abstract

The furring and corrosive precipitations are more accentuated in distillation in consequence of balance calco - carbonic variation according to the temperature and pH requires a pretreatment by inhibitor injection and acidify addition. Investigation results of the study undertaken on the site of Ghazaouet littoral (Tlemcen -Algeria) showed that the rejected pickles contain considerable quantities of dissolved corps and in suspension where salinity increased of 49g/l and containing acid effluents. The saturation index of auxiliary water showed the furring character of sea water where the salt concentration was estimated 34 g/l. The discussions relate to the desalination effects on the environment and the *energy* control that appear a major tool for the durable development. The methods of auxiliary water correction using of the chemicals products, proportioning, the rejected pickles treatment, the ecosystems preservation and the design of new processes will be discussed

Keys words: water - desalination – processes – distillation – environments – pickles – energy.

1. Introduction

Les ressources en eau en Algérie sont réparties beaucoup plus au nord dans les quatre unités hydrograghiques (Oranie, Cheliff, Algerois et Constantinois), et moins au Sahara.

Des études récentes [1] ont montrées une insuffisance en eau pendant ces dernières années pour répondre à la demande croissante des populations, de l'agriculture et de l'industrie. L'Algérie, d'après la banque mondiale se trouve parmi les pays au monde qui sont sous le seuil de pénurie. Cette situation est aggravée par une irrégularité des pluies, des infrastructures hydrauliques insuffisantes et une mauvaise gestion des ressources hydriques souterraines et superficielles. Le taux de pluviométrie en Algérie a été réduit de 30 % pendant les 20 dernières années par rapport à la moyenne des années précédentes. Il est actuellement de 350 mm à l'ouest et 1000 mm à l'est, et ne dépasse pas 100 mm/an au Sahara. Cette sécheresse qui risque de s'accentuer dans l'avenir à un impact négatif sur l'écoulement des rivières, le remplissage des barrages et l'alimentation des aquifères souterrains. Les changements climatiques en plus de la sécheresse qui sévissent depuis des décennies, la pollution des nappes et des eaux superficielles, les défaillances des systèmes de distribution sont des facteurs ayant entraînés un déséquilibre entre les besoins croissants des populations (2.7%), l'agriculture et l'industrie (proximité de la mer) et la disponibilité des ressources en eau.

Le recours au dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres par des procédés thermiques ou membranaires pour produire de l'eau à des coûts réduits est la solution qui a été envisagée pour sécuriser l'alimentation en eau potable. Selon ce programme, plusieurs stations sont déjà fonctionnelles et d'autres sont en voie de réalisation. Dans les procédés les plus usuels, par évaporation d'eau de mer et condensation de vapeur MED (multiple effect distillation) et MSF (multi Stage Flash) et dans les procédés membranaires RO (reverse osmosis), les précipitations entartrantes et corrosives, la composition de l'eau de mer chargées en ions chlorures, oxygène dissous, bio-salissures, éléments issues de la pollution marine (hydrogène sulfuré, composés ammoniacaux et produits carburants) et les rejets en mer de saumures fortement concentrées en sel ou injectés dans les sols augmentent la salinité des nappes et affecte la faune et la flore ,sont des paramètres qui ont impact négatif sur l'environnement.

Nous sommes intéressé dans ce travail à étudier l'influence des paramètres de distillation (température, pH et concentration) sur l'équilibre calco – carbonique et les précipitations solides entartrantes qui diminuent les transferts thermiques lors du dessalement de l'eau de mer par procédé MED. L'étude a été menée sur le site du littoral de Ghazaouet (Tlemcen). Les précipitations entartrantes de carbonates, hydroxydes et sulfates formées lors du dessalement par évaporation et augmentation des concentrations qui dépendent de conditions thermodynamiques où la limite de solubilité soit dépassée en sursaturation et de conditions cinétiques où la vitesse de dépôt soit suffisamment élevée.

Les discussions porteront sur l'impact de ces facteurs sur l'environnement et la maîtrise de l'énergie qui apparaît comme un outil majeur pour le développement durable. Les méthodes de correction de l'eau d'appoint par l'utilisation des produits chimiques, les dosages envisagés, le traitement des saumures rejetées, la préservation des écosystèmes et la conception de nouveaux procédés basés sur les énergies renouvelables seront discutées où des résultats satisfaisants ont été obtenus par distillation thermo solaire malgré une faible production.

2. Matériels et méthodes

a. Caractéristiques de l'eau d'appoint

Les effets entartrant et corrosif de l'eau d'appoint avant dessalement ont été déterminés par des méthodes de caractérisation par mesure directe de paramètres physico –chimiques : pH, température, conductivité, salinité, solides dissous (TSD), turbidité et la dureté calcique (ou titre hydrotimétrique calcique) THCa exprimée en mg/l de $CaCO_3$. Ils reposent sur l'équilibre calco carbonique de l'eau où le gaz carbonique CO2 est en partie sous forme ionique dans l'eau. Les résultats sont reportés dans le tableau 1 :

Tableau 1 : Caractéristiques physico-chimique de l'eau d'appoint dans le site du littoral de Ghazaouet pour trois jours de prélèvement : 02/04/2006 - 24/042006 et 07/05/2006

Paramètres	valeurs			Paramètres	valeurs		
	1er	2ème	3ème		1er	2ème	3ème
Température en °C	20.5	21.3	20.5	TDS à 20.7°C en mg/l	51300	51300	51400
pH	8.21	8.16	8.2	Turbidité en NTU	0.82	0.83	0.82
Conductivité à 20 °C, en mg/l	52.6	53.4	54.5	Salinité à 20.7 °C, en mg /l	36.5	36.5	36.6

La dureté permanente a été estimée à plus de 630 mg/l de CaCO3 exprimée en °F (degrés français). Les gaz dissous principalement l'oxygène et le dioxyde de carbone ont présentés respectivement les concentrations 7.77 mg/l et 24.64 mg/l. Les concentrations en sels dissous sont présentées dans le tableau 2.

Les concentrations ioniques des éléments présents dans l'eau d'appoint déterminées par spectrophotométrie d'absorption ont montrés une forte teneur en ions hydrogénocarbonates 129.32 mg/l, chlorures 19 880 mg/l et sulfates 2 740 mg/l. Les teneurs des cations Ca2+ 560 mg/l , Mg2+ 1 315 mg/ l et Na+ 11 040 mg/l favorisent les précipitations de CaCO3 et MgCO3 .

Tableau 2 : Concentrations en sels dissous de l'eau d'appoint
Dans le site du littoral de Ghazaouet, exprimés en mg/l par °F.

Sels	mg/l par degré	Sels	mg/l par degré
CO_3^-	26.40	HCO_3	129.32
$MgCO_3$	36.00	$Ca(HCO3)_2$	171.72
$CaCO_3$	44.00	$Mg(HCO3)_2$	154.76
$NaCO_3$	46.64	$Na\ HCO_3$	178.08
Sels dissous			36 030 mg/l

L'effet entartrant a été vérifié par les indices de caractérisation de l'eau d'appoint exprimés par la valeur de l'indice de saturation IS. Ils ont été déterminés par l'indice de Stiff et Davis basé sur l'approche de Langevelier[2] pour l'eau douce , vu que la salinité de l'eau d'appoint est supérieure à 10.000 mg/l .

$$IS = pH - pH_S \qquad (1)$$

$$pH_S = K_{cc} \cdot \log [Ca^{2+}] - \log [HCO_3^- + 2CO_3^{2-}] \quad (2)$$

pH_S - eau saturée en carbonate de calcium et K_{cc} - Coefficient qui dépend de la force ionique et la température.

Les résultats ont donnés un indice de saturation IS = 1.394 qui montre un caractère entartrant de l'eau d'appoint

b. Caractéristiques de l'eau saumure

Les eaux saumures rejetées en mer après dessalement ont fait l'objet d'analyses en laboratoire pour la campagne de prélèvement de trois jours sur les eaux du littoral de Ghazaouet. Les résultats sur les tableaux 3 et 4.

La dureté permanente a été estimée à plus de 800 mg/l de CaCO3 exprimée en °F (degrés français). Les gaz dissous principalement l'oxygène et le dioxyde de carbone ont présentés respectivement les concentrations 4.58 mg/l et 35.2 mg/l.

Tableau 3 : Caractéristiques physico-chimique de l'eau saumure dans le site du littoral de Ghazaouet pour trois jours de prélèvement : 02/04/2006 - 24/042006 et 07/05/2006

Paramètres	valeurs			Paramètres	Valeurs		
	1er	2ème	3ème		1er	2ème	3ème
Température en °C	40.2	42.0	43.2	TDS à 20.7°C en mg/l	71200	71000	71300
pH	8.50	8.3	8.44	Turbidité en NTU	0.91	0.89	0.92
Conductivité à 20 °C, en mg/l	64.9	64	72.2	Salinité à 20.7 °C, en mg /l	49.0	48.2	49.5

Tableau 4 : Concentrations en sels dissous de l'eau saumure
Dans le site du littoral de Ghazaouet, exprimés en mg/l par °F.

Sels	mg/l par degré	Sels	mg/l par degré
OH^-	0	$MgCO_3$	36
CaO	0	$CaCO_3$	44
$Ca(OH)_2$	0	$NaCO_3$	46.64
$Mg(OH)_2$	0	HCO_3	129.32
MgO	0	$Ca(HCO3)_2$	171.72
Na(OH)	0	$Mg(HCO3)_2$	154.76
CO_3^-	26.4	Na HCO_3	178.08
Sels dissous			49000 mg/l

3. Résultats et discussions

L'apport en eau par des moyens non conventionnels a été développé ces dernières années par le recours au dessalement des eaux de mer et des eaux salées par de nouvelles techniques devenu de plus en plus performants et constituent un enjeu économique stratégique majeur. Ils permettent d'augmenter les ressources en eau douce disponible, pour faire face aux situations de pénuries et de crises dans les années à venir. Parmi les nombreux procédés de dessalement, les plus rentables sont : les procédés par conversion thermique : distillation simple, à multiples effets et multi flash... et les procédés membranaires : osmose inverse, électrodialyse... [3]

L'étude dans le cadre de ce projet a portée sur l'influence des paramètres de dessalement par procédé MED et leur impact sur l'environnement. Les caractéristiques des eaux d'appoint et des eaux saumures, l'influence des paramètres de dessalement ont montrés que la production d'eau par distillation s'accompagne de problèmes d'entartrage et de corrosion qui affectent les faisceaux des échangeurs de chaleur d'une part et de problèmes de pollution par des rejets de saumures fortement concentrées en sel ou injectés dans les

sols augmenteraient la salinité des nappes et affectent la faune et la flore. L'entartrage [4] est une limite technologique majeure à l'échange thermique et la corrosion [5] est une dégradation de matériaux par suite des interactions chimiques et électrochimiques avec l'environnement. L'eau de mer de par ses propriétés physico-chimiques : conductivité élevée due à une salinité importante, forte teneur en ions chlorures, oxygène dissous, activité des microorganismes (bactéries, micro algues..) constitue un milieu favorable à l'entartrage et à la corrosion.

Le prélèvement des eaux à analyser a été effectué conformément au programme de la campagne de prélèvement effectuée les mois d'avril et mai 2006 à l'unité de dessalement par procédé MED sur le site du littoral de Ghazaouet. Au moment du prélèvement, le caractère organoleptique des eaux a été apprécié afin d'éviter leur disparition par apparition d'une coloration, précipitation,...

Les paramètres énergétiques: débit d'eau et de vapeur, températures et pression ont été apprécié de tel manière à éviter toute précipitation de sels entartrants tel que la distillation sous vide et les températures 52°c et 62°c relativement inférieures à la température d'ébullition de l'eau.

a. Effet entartrant et corrosif de l'eau d'appoint

Les méthodes de caractérisation par mesure directe de paramètres physico –chimiques : pH, température, conductivité, salinité, solides dissous (TSD), turbidité et la dureté calcique obtenus à partir des mesures opérées sur les échantillons prélevés ou par les méthodes de caractérisation à partir des indices de STIFF et DAVIS choisis en fonction de la salinité élevé de l'eau de mer ont montrés que l'eau de mer présente un caractère entartrant et corrosif. La salinité à température ambiante est de 36.5 mg/l tandis que le pH est de 8.2.

L'effet entartrant reposent sur l'équilibre calco carbonique de l'eau [6] où le gaz carbonique CO_2 est en partie sous forme ionique dans l'eau caractérisé par la dissolution ou la précipitation du calcaire dans l'eau régie par une série de réactions à l'équilibre

$$CO_2 + H_2O \leftrightarrows H_2CO_3 \leftrightarrows H^+ + HCO_3^- \quad (3)$$

$$HCO_3^- \leftrightarrows H^+ + CO_3^{2-} \quad (4)$$

$$(5)\ CaCO_3 \leftrightarrows Ca^{2+} + CO_3^{2-}$$

Dans les conditions habituelles CO_3^{2-} réagit presque entièrement pour former HCO_3^- ce qui explique que l'on retrouve des quantités considérables de calcaire dissous dans l'eau sous forme $Ca(HCO_3)_2$ qui précipite dans les conduites.

$$Ca^{2+} + 2HCO_3^- \leftrightarrows CO_2 + H_2O + CaCO_3\downarrow \quad (6)$$

L'équilibre calco carbonique est fonction de plusieurs paramètres qui ont tendance à former les dépôts entartrants tel que la température, pH, dureté de l'eau et concentration des sels dissous. La présence du bicarbonate de calcium exige une teneur en gaz dissous appelé CO_2 équilibrant. Si la teneur en CO_2 dissous ou libre est supérieure au CO_2 équilibrant, la réaction est celle de dissolution de $CaCO_3$ l'eau est dite agressive par formation du calcaire. Si la teneur en CO_2 dissous ou libre est inférieure au CO_2 équilibrant, la réaction est celle qui forme $CaCO_3$ l'eau est dite entartrante. Si la teneur en CO_2 dissous ou libre

est équivalente au CO_2 équilibrant, la réaction est en pH d'équilibre ou pH de saturation pHs.

L'effet corrosif se manifeste par une attaque du matériau par le milieu environnant caractérisée par la perte en masse. Les résultats ont montrés que l'eau d'appoint par ses propriétés physico –chimiques : conductivité élevée, forte teneur en ions chlorures 19.88 g/l, forte teneur en carbonates et hydrogénocarbonates, oxygène dissous 7.77 mg/l, microorganismes, sels dissous issues de la pollution… constitue un milieu favorable à la corrosion qui se manifeste par un mécanisme en mode électrochimique le plus souvent, ou l'eau constitue l'électrolyte pour le passage du courant de corrosion. Le matériau métallique est altéré par dissolution anodique. Des dégradations par pic de corrosion ou caverne sont fréquemment observées.

b. Effets de l'eau saumure sur l'environnement

Les méthodes de caractérisation par mesure directe de paramètres physico –chimiques de l'eau saumure : salinité, solides dissous (TSD), conductivité, pH, température, turbidité… obtenus à partir des mesures opérées sur les échantillons prélevés de la saumure rejetés en mer ont montrés des résultats où la concentration en sel dissous TDS à 20.7°C est de 71.3 g/l, la salinité a atteint 49.5 mg/l et la conductivité à 20°C est de 72.2 mg/l., pH = 8.5. Ces valeurs sont très élevées par rapport à la norme et influent négativement sur l'environnement marin.

c. Effets de l'énergie

Des essais de distillation thermo solaire [7] ont montrés que l'énergie solaire est disponible, à coût réduit et non polluante permettant de produire de l'eau à partir d'une source d'eau saumâtre. La conversion thermique dépend du matériau absorbeur (corps noir non brillant), la durée d'exposition et du rayonnement solaire. L'augmentation de la production a été obtenue en augmentant les surfaces d'échange par la disposition en série ou en parallèle de distillateur [8]. Des températures de plus de 60°C ont été obtenues, permettant un échange thermique et évaporation condensation.

4. Conclusion

La non disponibilité des ressources hydriques a été aggravée pendant ces dernières années par une irrégularité des pluies, des infrastructures hydrauliques insuffisantes et une mauvaise gestion des ressources hydriques souterraines et superficielles. Le recours au dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres par des procédés thermiques ou membranaires pour produire de l'eau est l'une des solutions qui a été envisagée pour sécuriser l'alimentation en eau potable.

L'étude a portée sur l'influence des paramètres de distillation dans le procédé MED (température, pH et concentration) sur l'équilibre calco – carbonique et les précipitations solides entartrantes de carbonates, hydroxydes et sulfates qui diminuent les transferts thermiques et les dissolutions corrosives par perte en masse. Ces précipitations sont formées lors du dessalement par évaporation et augmentation des concentrations qui dépendent de conditions thermodynamiques où la limite de solubilité soit dépassée en sursaturation et de conditions cinétiques où la vitesse de dépôt soit suffisamment élevée.

L'évaluation des paramètres physico –chimiques : pH, température, conductivité, salinité, solides dissous (TSD), turbidité et la dureté calcique de l'eau d'appoint et les

caractérisations à partir des indices de STIFF et DAVIS choisis en fonction de la salinité élevé de l'eau de mer ont montrés que l'eau de mer du site étudié présente un caractère entartrant et corrosif. Ces paramètres évalués pour l'eau saumure rejetée en mer ont montrés des valeurs très élevées par rapport à la norme ce qui influe négativement sur l'environnement marin.

Les études sur l'application du solaire thermique au dessalement ont montrés une nette amélioration de l'impact positif du dessalement par distillation thermosolaire sur l'environnement.

Références

[1] N. Ghaffour, 2006, *Rôle de MEDREC (Middle East Desalination Research Centre) en dessalement*, , 4-Day intensive course on R.O process of sea and salt water desalination, Bejaia. pp. 20-25.

[2] Yves Lefebvre, 1993, *Circuits eau de mer, Traitements et Matériaux*, Edition Technip

[3]P Bandelier et J C Deranzier, ''*Procédés thermiques de dessalement à haut rendement*'' GRETH, Grenoble, groupe de recherche CLEFS CEA N° 44 /2000 2001.

[4]F. Bailer, ''*Etude des différents mécanismes de dépôts conduisant à l'encrassement particulaire en phase gazeuse des tubes d'échangeur de* chaleur'' Thèse, 1998, Institut polytechnique de grenoble.

[5] A.*Benmoussat''Etude sur la corrosion des aciers HLE pour canalisation de gaz à haute pression''* Thèse de doctorat, 2006, Université des sciences et technologie Mohamed Boudiaf d'Oran, 2006.

[6]H.Elfil, *Reconsidering water scaling tendency assessment''*AICHE, willey interscience, Vol 52 N°10, 3583-3591, 2006.

[7] A.Benmoussat and S.Amara, , *" Etude sur la distillation thermo –solaire à simple effet, application pour le site d'Adrar"* Procceding ICRESD_07, International conference for renewable energy and sustainable development, Tlemcen ,May, 2007 , pp108, Vol.I

[8]Dembele, *Etude sur le procédé MED par thermodistillation solaire d'une eau saumâtre''*Projet PFE ingénieurs, université Abou Bekr Belkaid Tlemcen.

CARACTERISATION ET MODELISATION DU TRANSFERT DE MATIERE DE MEMBRANES DE NANOFILTRATION (NF) ET D'OSMOSE INVERSE (OI) COMMERCIALES : APPLICATION AU DESSALEMENT SELECTIF D'UNE EAU FAIBLEMENT SAUMATRE

CARACTERIZATION AND MASS TRANSFER MODELISATION OF *RO* AND *NF* COMMERCIALIZED MEMBRANES FOR A SELECTIVE DESALINATION OF A LOW SALTS CONTENTS BRACKISH WATER

Mamadou Amadou DIA[1*], Sidy Mambaye LO[1], Courfia Keba DIAWARA[2], Maxime PONTIE[3], Abdel Kader OULD MAHMOUD[4], Mohamed Lemine FAGEL[4], Mamoudou NDONGO[4] et Michel RUMEAU[5]

[1*]*ESP, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, B.P. 45342 Dakar-fann, Sénégal*
[2]*Laboratoire de chimie minérale et analytique, Université Cheikh Anta Diop Dakar, Sénégal*
[3]*Université d'Angers, UFR Sciences, Département de Chimie-Environnement, Groupe Analyses et Procédés (GA&P), 2 Bd. Lavoisier, 49045 Angers cedex 01, France*
[4]*CRAER, faculté des sciences et techniques, Université de Nouakchott, B.P. 5026, Mauritanie*
[5]*24 Quai Commandant Méric 34300 grau d'Agde, France*
Téléphone 00 (221) 77 537 49 71 ou 00 (222) 682 51 63
Courriel: dia.amadia@yahoo.fr

Résumé

L'objectif du présent travail est d'établir une approche systématique pour la comparaison des performances des membranes commerciales de nanofiltration et d'osmose inverse en vue d'une meilleure utilisation de membranes par les usagers en l'occurrence les populations du Parc National du Banc d'Arguin (PNBA) installées sur le long du littoral mauritanien. En effet pour satisfaire leurs besoins en eau, ces populations disposent d'unités de dessalement d'eaux de mer et saumâtre utilisant la technique d'osmose inverse. Deux approches complémentaires pour la caractérisation des membranes de nanofiltration (de dénominations commerciales NF200, NE90 et NF90) et d'osmose inverse (de dénominations commerciales BW30, BLF, BLN et BLR) ont été mises en oeuvre : (i) la détermination des caractéristiques hydraulique (perméabilité hydraulique à l'eau et en présence de sels) et physico-chimique (rétention des solutés et rugosité de surface) des membranes, (ii) la modélisation du transfert de matière pour évaluer les contributions convectives et diffusionnelles vis-à-vis du *NaCl* des membranes étudiées et leur classification.

Enfin, des essais comparatifs de filtration d'une eau réelle reconstituée (concentration 2 g/L en *NaCl*) de Nouakchott (Mauritanie), ont permis de faire émerger une membrane de nanofiltration idéale la NE90 susceptible de remplacer les membranes d'osmose inverse BW30 utilisées habituellement.

Mots clés : membranes, osmose inverse, nanofiltration, dessalement, eau saumâtre, Mauritanie

Abstract

The aim of the present work is to establish a systematic approach for the characterization of commercial nanofiltration and reverse osmosis membranes for a better use of membranes by the users in this case the populations of the national park of banc d'arguin (PNBA) installed on along the mauritanian litoral. Indeed to satisfy their requirements out of water, these populations have units of desalination of sea and brackish waters using the reverse osmosis technique. Two complementary approaches for the characterization of the nanofiltration (of trade descriptions NF200, NE90 et NF90) and reverse osmosis membranes(of trade descriptions BW30, BLF, BLN et BLR) were implemented: (i) determination of the hydraulic (hydraulic permeability) and physicochemical (solute rejection, roughness of surface) characteristics, (ii) the modeling of the matter transfer to evaluate the convections and diffusionals contributions with respect to NaCl of the studied membranes.

At the end of comparative filtration tests of a synthetic real water (2 g/L NaCl) from Nouakchott (Mauritania) which permitted to emerge an ideal nanofiltration membrane NE90 which can replace BW30 reverse osmosis membranes usually used.

Key words : Membranes, Reverse osmosis, Nanofiltration, Desalination, Brackish water, Mauritania

1. Introduction

La Mauritanie, pays tropical aride, situé sur la bordure Ouest du Sahara, possède des régions sans aucune ressource d'eau douce (région côtière de l'atlantique). De plus les nappes d'eau existantes le long du littoral (prés de 600 km en tout) sont rendues salées soit sous l'influence de l'intrusion marine soit par contact avec des dépôts importants de sel d'origine géologique [1,2]. Ce problème de l'eau est accentué dans les zones du littoral en particulier au niveau du Parc National du Banc d'Arguin (PNBA) et du bassin sénégalo-mauritanien [2]. Provenant des nappes fossiles non renouvelables, l'eau utilisée par les populations du PNBA devient de plus en plus rare. Ainsi le procédé de dessalement par Osmose inverse (OI) est utilisé comme une alternative indispensable pour satisfaire les besoins en eau de ces populations. Cependant l'osmose inverse possède plusieurs inconvénients pour le dessalement des eaux saumâtres, ainsi sa faible sélectivité entre les différents sels avec des taux de rétention élevés pour tous les sels (>95%) aboutit à des eaux fortement déminéralisées donc non conformes aux normes d'eau de consommation humaine et des coûts énergétiques plus élevés en raison des pression élevées mises en oeuvre et des taux de conversion faibles (<60%) générant des pertes d'eau élevées sous forme de concentrats [3,4, 5].

Le but de ce travail est de comparer les performances de membranes commerciales d'osmose inverse et de nanofiltration (NF) pour la potabilisation d'une eau saumâtre mauritanienne reconstituée de concentration 2 g/L en *NaCl*.

Deux approches complémentaires vont être mises en oeuvre :

(i) la détermination de caractéristiques hydraulique (perméabilité hydraulique à l'eau pure et à des solutions de sel) et physico-chimique (rétention de solutés, rugosité de surface obtenue par microscopie à force atomique) des membranes,

(ii) la modélisation du transfert de matière mettant en oeuvre le modèle SKK (Spiegler, Kedem et Katchalsky [6,7,8]) afin d'évaluer les contributions convectives et diffusionnelles lors du transport de solutions de *NaCl* dans les membranes étudiées.

Ces deux approches vont être appliquées à quatre membranes d'OI (de dénominations commerciales BW30, BLF, BLN et BLR) et à trois membranes de NF (de dénominations commerciales NF200, NE90 et NF90) pour mettre en oeuvre des expériences de comparaison des membranes d'OI et de NF pour la potabilisation d' eau saumâtre.
Enfin, des essais comparatifs de filtration d'une eau réelle reconstituée (concentration 2 g/L en *NaCl*) de Nouakchott (Mauritanie) seront réalisés dans le but de faire émerger les membranes susceptibles de remplacer la membrane d'osmose inverse BW30 utilisée habituellement en Mauritanie.

2. Materiels et méthodes

a. Le pilote de dessalement

Le pilote de dessalement utilisé est constitué : (i) d'un module plan de type GE fourni par la société Osmonics (USA) permettant de travailler avec une surface de membrane de 138 cm^2; (ii) d'une pompe Wanner HP de type HYDRA CELL G03 n°179590 (USA) avec un régulateur de vitesse de circulation ; (iii) d'un bac d'alimentation de 5 Litres ; (iv) d'un manomètre et une vanne sortie concentrat qui permet de fixer la pression transmembranaire (figure 1 en annexe). Le module en acier inox est inséré dans un système de serrage hydraulique lui-même en acier inoxydable pouvant permettre de travailler jusqu'à des pressions de 69 bars. Toutes les expériences sont réalisées avec un taux de conversion faible, variant de 2% à 10% selon la pression de travail et avec une vitesse de circulation tangentielle moyenne de 0,30 m/s ce qui équivaut à un nombre de Reynolds d'environ 1050 (écoulement tangentiel laminaire). La température de travail est maintenue à 20°C. Nous avons fait varier la pression de 0 à 35 bars ; à chaque valeur de pression fixée, le flux de perméat est mesuré après 3 minutes de stabilisation lorsque l'état stationnaire est atteint.

b. Les membranes étudiées

Les membranes étudiées sont de deux types :

- Quatre membranes d'Osmose Inverse : BW30 ; BLF ; BLN ; BLR.
- Trois membranes de Nanofiltration : NF200 ; NE90 ; NF90.

Il s'agit de membranes organiques composites, planes, constituées d'un support poreux en polysulfone et d'une couche permsélective en polyamide ou en polypipérazine amide sulfonée (NF200) [9,10].

c. Outils analytiques

Les variations des concentrations des sels dans le perméat et le concentrât sont suivies par conductimètrie (Conductimètre Consort C831). Le pH est également mesuré régulièrement (pH-mètre Ecoscan Ion 6). La microscopie à force atomique (AFM) est mise en œuvre sur des échantillons de membranes de taille 1 cm^2. L'appareillage est un Nanoscope III de chez VEECO (USA). Notons qu'avant leur analyse par AFM, les membranes sont abondamment rincées à l'eau ultrapure puis stockées une journée dans un dessiccateur afin d'être totalement exemptes d'eau lors des analyses. L'analyse topographique des images consiste à déterminer la rugosité moyenne *Ra* des surfaces de membranes.

d. Les solutions

Les essais sont réalisés d'une part avec une solution de *NaCl* à 2 g/L pour ce qui concerne les expériences de caractérisation. D'autre part 20 litres d'eau de Nouakchott (Mauritanie) ont été reconstitués avec une salinité totale proche de 2 g/L ; elle est constituée de 29,2 grammes en *NaCl*; 0,22 grammes en *NaF*; 3,08 grammes en $CaCl_2$ $(2\ H_2O)$ et 4,4 grammes en $MgSO_4$ $(7H_2O)$. Ces sels sont fournis par la société Aldrich (France), ils sont de pureté

analytique. L'eau utilisée pour la réalisation de ces solutions est une eau ultrapure (Elga, UF-UV, France) de pH = 6,5 et de conductivité inférieure à 3 µS/cm.

Le fluide à traiter circule parallèlement à la surface de la membrane; le perméat et le concentrât sont recueillis séparément pour analyses, ils peuvent aussi retourner au bac d'alimentation pour une recirculation et un mode de fonctionnement en circuit fermé afin de maintenir la composition de l'alimentation constante.

e. Application au dessalement de l' eau saumâtre mauritanienne reconstituée (2g/L)

La membrane d'osmose inverse BW30 utilisée habituellement sur le pilote de dessalement d'eau saumâtre en Mauritanie (figure 2 en annexe) aboutit toujours à une eau fortement déminéralisée et non conforme aux normes d'eau de consommation humaine [9]. En effet, pour que l'eau mauritanienne obtenue soit potable, il serait nécessaire de la reminéraliser a posteriori. Afin d'éviter cette étape très coûteuse, nous envisageons le remplacement de cette membrane par d'autres membranes qui présenteront les rétentions au *NaCl* les plus adéquates (70% en moyenne) pouvant ainsi permettre un dessalement partiel de l'eau mauritanienne reconstituée (salinité totale 2 g/L), en une seule étape, dans le but d'atteindre les 0.5 g/L en *NaCl* recommandés par l'organisation mondiale de la santé (OMS) pour la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine. D'autre part, afin de pouvoir travailler à une pression inférieure à celle des essais réalisés sur le pilote de dessalement en Mauritanie (10 bars) [9], du fait du couplage avec les énergies renouvelables, nous avons choisi de réaliser cette expérience avec le pilote osmonics (figure 1 en annexe) à 3 pressions différentes, 5, 10 et 15 bars.

Pour l'analyse des ions chlorures, sulfates et calcium dans le perméat , nous avons utilisé la chromatographie ionique (appareillage : 792 Basic IC de Methrom).

3. Résultats

a. Détermination des perméabilités hydrauliques

La perméabilité hydraulique A s'obtient en mesurant le flux de perméat Jp en fonction de la pression transmembranaire ΔP_m lors de la filtration de la solution [5]. Le tracé de l'évolution du flux de perméat en fonction de la pression transmembranaire nous permet de déterminer la perméabilité des membranes à l'eau ultrapure et à la solution saline en utilisant la relation (1) suivante :

$$A = \frac{J_P}{\Delta P_M} \qquad (1)$$

Conformément à la relation (1), le tracé de l'évolution du flux de perméat en fonction de la pression transmembranaire est linéaire. De la pente de la droite nous déduisons la perméabilité des différentes membranes et les résultats sont rapportés dans le tableau I.

b. Détermination des rétentions

La rétention R se calcule suivant la relation (2) suivante :

$$R = 1 - \frac{C_P}{C_A} \qquad (2)$$

avec C_P : concentration dans le perméat ; C_A : concentration dans la solution d'alimentation

L'ensemble des résultats de la détermination des rétentions à différentes pressions pour toutes les membranes sont également rapportés dans le tableau I.

c. Détermination de la Rugosité de surface des membranes

La rugosité moyenne *Ra* obtenue par l'analyse des images AFM est calculée par la relation (3) suivante : $$Ra = \frac{1}{L_x L_y} \int_0^{Ly} \int_0^{Lx} |z(x,y)| \cdot dx \cdot dy \qquad (3)$$

avec L_x et L_y : dimensions de la surface considérée ; $z(x,y)$: hauteur de la surface par rapport au plan moyen au point (x, y) [10,11].

L'ensemble des résultats de la détermination des rugosités moyennes des membranes sont également rapportés dans le tableau I.

d. Mécanismes de transfert de matière

Le flux de soluté j_S traversant une membrane peut s'écrire [6,7] :

$$j_S = j_{diff} + J_P C_{conv} = C_p J_P \qquad (4)$$

où j_{diff} est le flux de soluté transporté par diffusion et C_{conv} la concentration dans le perméat due au transport par convection forcée. Il est alors possible à partir de la relation (4) d'obtenir la relation suivante : $$C_P = \frac{j_{diff}}{J_P} + C_{conv} \qquad (5)$$

Précisons avant toute application de cette relation qu'elle n'est valable que si l'on néglige les phénomènes de polarisation de concentration et que l'on considère les membranes étudiées non chargées [6,7]. Ainsi en portant la concentration dans le perméat C_P en fonction de l'inverse du flux de perméat $\frac{1}{J_P}$ on obtient une droite dont l'ordonnée à l'origine permet de connaître la concentration dans le perméat due à la convection et la pente permet de déterminer le flux de soluté transporté par diffusion. Ce modèle permet la quantification, de manière séparée, des différentes composantes du transfert de matière d'un soluté au travers de membranes de nanofiltration et d'osmose inverse [6,7].

Les résultats de la rétention obtenus précédemment (tableau I) peuvent être représentés par l'évolution de la concentration dans le perméat *Cp* en fonction de l'inverse du flux de perméat $\frac{1}{J_P}$, conformément à la relation (5). Les droites obtenues donnent accès pour la pente à j_{diff}, et pour l'ordonnée à l'origine à C_{conv}. L'ensemble des résultats est rassemblé dans le tableau 1.

Tableau 1 : Caractéristiques des différentes membranes étudiées

Membrane	**BW30**	**BLF**	**BLN**	**BLR**	**NF200**	**NE90**	**NF90**
Perméabilité hydraulique à l'eau ultrapure A **(L.h^{-1}.m^{-2}.bar^{-1})**	1,5±0,7	3,8±0,7	3,3±0,7	3,5±0,7	5,0±0,7	5,5±0,7	5,6±0,7
Perméabilité hydraulique à une solution de *NaCl* 2g/L A' **(L.h^{-1}.m^{-2}.bar^{-1})**	1,2±0,7	3,2±0,7	2,4±0,7	2,3±0,7	3,0±0,7	4,0±0,7	4,2±0,7

Domaine de rétention à la solution de *NaCl* 2g/L (%)	89-97	72-84	82-94	55-68	30-50	62-82	65-81
Rugosité moyenne *Ra* (nm)	290±10	63±5	38±5	35±5	33±5	71±5	390±20
C_{conv} **(mole.L^{-1})**	0	0,0045	0,0003	0,014	0,0172	0,0054	0,0065
j_{diff}**(mole.m^{-2}.h^{-1})**	0,054	0,0921	0,0556	0,0582	0,0572	0,0531	0,0078

e. Dessalement de l'eau saumâtre mauritanienne reconstituée (2g/L)

Ainsi nous avons fait le choix des membranes NE90 et NF90 car elles présentent les rétentions au *NaCl* les plus adéquates (70% en moyenne) pour permettre un dessalement partiel de l'eau mauritanienne reconstituée (salinité totale 2 g/L). Les résultats de l'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau dessalée sont donnés dans le tableau 2.

Tableau 2. : Concentrations en ions avant et après traitement sur membranes de nanofiltration NE90 et NF90 à différentes pressions.

		pH	Conductivité (µS/cm)	Chlorures (mg/L)	Sulfates (mg/L)	Calcium (mg/L)
NF90	**5 bars**	8,23	1121	407	14.5	2
	10 bars	7,82	1178	422	19	0.4
	15 bars	7,42	1240	452	31.6	2
NE90	**5 bars**	6,4	762	260	14.1	2
	10 bars	6,72	795	259	16.1	0.4
	15 bars	6,84	1085	370	29.8	4
Valeur initiale		5,85	3360	962	85	42
Normes OMS		6,5-9	1000	<200	<250	100

4. Discussions et conclusions

Nous remarquons que l'ordre des perméabilités obtenus (tableau I) pour les membranes d'osmose inverse est le suivant : $A_{BW30} < A_{BLN} \sim A_{BLR} \sim A_{BLF}$

Pour les membranes de nanofiltration nous obtenons : $A_{NF90} \sim A_{NE90} > A_{NF200}$

Il apparaît que toutes les membranes de nanofiltration sont plus perméables à l'eau ultrapure et à la solution saline que les membranes d'osmose inverse. La différence observée pour les perméabilités des membranes permet, à une pression donnée, d'atteindre des débits 3 à 5 fois plus importants en nanofiltration qu'en osmose inverse comme observé classiquement [4,7]. Les membranes de nanofiltration possèdent en effet une microporosité intrinsèque qui participe à leur plus grande perméabilité par comparaison aux membranes d'osmose inverse qui sont a priori totalement denses. Par contre, il apparaît que la perméabilité des membranes de nanofiltration est davantage influencée par la présence de sels qu'en osmose inverse, comme rapportée récemment [11,12,13].

En nanofiltration les rétentions sont plus faibles qu'en osmose inverse [4,14]. Les rétentions observées sont les plus élevées avec la membrane BW30 (> 90%) et les plus faibles avec la NF200 (30-50%) ; cependant elles restent importantes pour les membranes NE90 et NF90 (atteignant 80%) tandis que la membrane BLR (supposée être une membrane d'osmose inverse) qui possède des retentions nettement plus faibles (55-68%) nous laisse penser

qu'elle pourrait avoir un comportement proche de celle d'une membrane NF. Les membranes NF pourront donc globalement permettre une déminéralisation partielle des eaux saumâtres du bassin sénégalo-mauritanien.

En ce qui concerne la rugosité, les résultats rapportés montrent de nettes différences entre toutes les membranes. Les membranes NF200, BLR et BLN ont les surfaces les plus lisses (*Ra* d'environ 35 nm) alors qu'au contraire les membranes NF90 et BW30 sont les plus fortement rugueuses. Sachant que plus la rugosité d'une membrane est élevée, plus elle sera sensible au colmatage, l'AFM apparaît à travers la détermination du *Ra*, comme un outil discriminant dans le choix des membranes. En effet pour des rugosités moyennes supérieures à 100 nm les problèmes de colmatage sont avérés en particulier lorsque le pouvoir colmatant de l'eau à traiter est élevé [10,11]. Toutefois il faut mettre au crédit des fabricants de membranes le fait qu'une membrane rugueuse présente également une surface spécifique plus élevée dont la conséquence est une perméabilité hydraulique plus forte. Cela est particulièrement le cas en nanofiltration avec pour preuve la membrane NF90 qui possède la perméabilité hydraulique la plus élevée (5.6 $L.h^{-1}.m^{-2}.bar^{-1}$) et également la rugosité la plus grande (390 nm). Toutefois le choix de la meilleure membrane dépendra à la fois de la perméabilité hydraulique et de la rugosité mais également du pouvoir colmatant de l'eau à traiter.

Nous savons déjà qu'en osmose inverse le transport est en principe purement diffusionnel alors qu'en nanofiltration le transport est à la fois diffusionnel et convectif [6,7, 8]. Pour les membranes d'osmose inverse nous constatons effectivement que les valeurs de C_{conv} sont très faibles, sauf pour la membrane BLR qui semble avoir un comportement plus convectif que les autres membranes du même type. En effet, les résultats inhabituels de rétention (55% à 68%) observés précédemment (tableau I) peuvent être maintenant expliqués par ce caractère convectif marqué qui en fait une vraie membrane de NF. D'autre part, pour les membranes de nanofiltration, la membrane NF200 est la plus convective, c'est effectivement à travers elle que le passage des sels est le plus important (30 à 50%). Les membranes NE90 et NF90 semblent elles avoir des C_{conv} très proches.

Pour le dessalement de l' eau saumâtre mauritanienne reconstituée, nous avons donc fait le choix des membranes NE90 et NF90 car elles présentent les rétentions au *NaCl* les plus adéquates (70% en moyenne) pour permettre un dessalement partiel en une seule étape. Pour la membrane NE90, en ce qui concerne la conductivité (tableau II), la limite de la conductivité pour une eau de consommation humaine est de 1000 µS/cm ; à la pression de 5 bars, nous obtenons une valeur égale à 762 µS/cm alors qu'à 15 bars, la valeur est supérieure à la limite. Nous retenons donc ici les pressions de 5 et 10 bars qui permettent d'obtenir une conductivité conforme aux normes de potabilité. Avec la membrane NF90 les valeurs des conductivités obtenues sont toutes supérieures à la limite recommandée. Les mêmes expériences ont également été réalisées avec la membrane BW30 déjà testée en Mauritanie [9] afin de se mettre dans les mêmes conditions hydrauliques. Nous avons observé, comme cela était attendu, que les retentions sont très élevées ; par conséquent il va subsister toujours le problème de reminéralisation, comme cela avait été soulevé initialement.

Pour ce qui est des ions, On observe que la concentration en chlorures dans l'eau est telle que la filtration par les membranes NF90 et NE90 ne permet pas d'obtenir une eau potable au sens de l'OMS à partir de cette eau reconstituée. En effet, l'eau saumâtre contient initialement 961,73 mg/L de chlorures et la membrane NF90 (5 bars, 10 bars, 15 bars) retient seulement la moitié de ces ions. Cependant, la membrane NE90 soumise à 5 et 10

bars permet de se rapprocher de la limite maximale tolérée de l'eau potable ce qui est tout à fait acceptable compte tenu des conditions locales.

La composition en sulfates et en calcium se situe naturellement dans la norme européenne pour une eau potable respectivement inférieure à 250 mg/L et 100 mg/L. Les membranes de nanofiltration testées retiennent la quasi-totalité du calcium contenu dans l'eau synthétique ce qui nécessiterait une étape de remise à l'équilibre. Par contre les sulfates sont retenus à plus de 80%.

Il apparaît au terme de cette étude que la membrane NE90 est la mieux adaptée pour le dessalement de l'eau saumâtre mauritanienne. En effet, elle possède une bonne perméabilité hydraulique à la solution saline (4 $L.h^{-1}.m^{-2}.bar^{-1}$), une rétention suffisante (62-82%) et une rugosité moyenne acceptable (71 nm) qui lui confère un caractère peu colmatant. D'autre part, la possibilité de permettre un dessalement partiel à une pression deux fois plus faible que celle mise en oeuvre pour la BW30 est intéressante pour minimiser le coût énergétique de l'opération (deux fois moins qu'en osmose inverse) en particulier si l'on envisage un couplage avec les énergies renouvelables. Enfin compte tenu du caractère convectif de cette membrane, la conversion pourra être meilleure qu'en OI permettant ainsi de réaliser des économies d'eau.

Il s'agit en effet de proposer une alternative à l'osmose inverse qui soit viable dans les conditions technico-économiques de la Mauritanie. Ceci peut être obtenu en effectuant un dessalement partiel par NF d'une eau faiblement saumâtre (salinité totale inférieure à 3 g/L) mettant en oeuvre de faibles consommations énergétiques.

En définitive, cette démarche originale nous a permis d'avancer la possibilité du remplacement des membranes d'osmose inverse BW30 utilisées habituellement en Mauritanie par des membranes de nanofiltration pour un dessalement partiel et moins coûteux des eaux saumâtres du bassin sénégalo-mauritanien.

Annexes

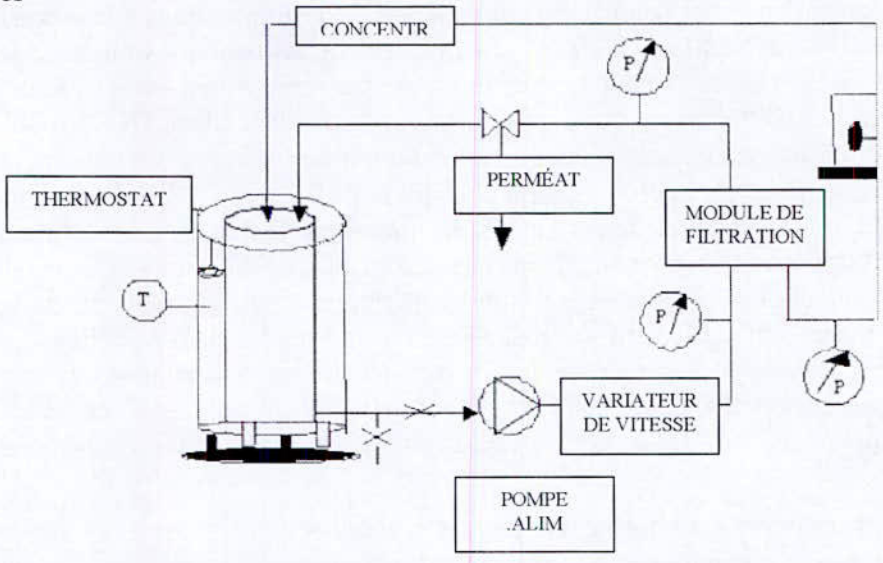


Figure 1 : Le pilote «Osmonics» pour les expériences de caractérisation des membranes (Université d'Angers, Groupe Analyses et Procédé (GA&P), France)

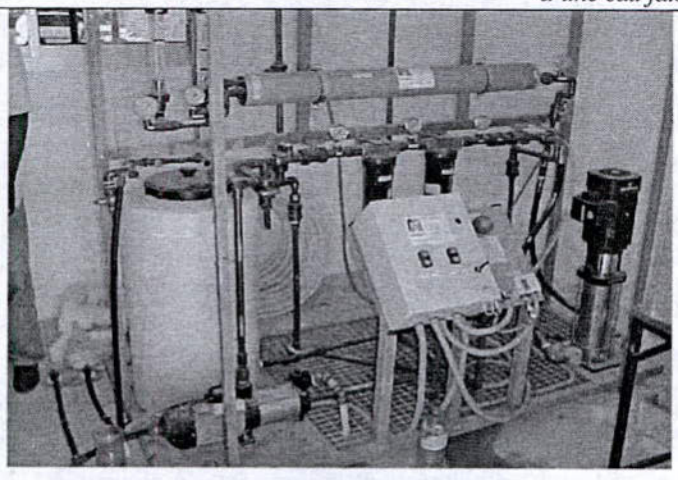


Figure 2. : Unité de dessalement d'eau saumâtre (maximum 2g/L en sels) utilisant la membrane d'osmose inverse BW30 en Mauritanie (source CRAER-FST, Université de Nouakchott)

References

[1] Ould Jiddou, « Caractérisation hydrologique et hydrogéologique du sud-ouest Mauritanien, apport de l'analyse des données géophysiques, diagnostic et gestion conjointe des ressources en eaux superficielles et souterraines », thèse Université d'Angers, France, janvier 2005.

[2] Séméga B. M., « Interactions physico-chimiques des eaux de la nappe côtière du Trarza (Mauritanie) à Idini et le long du littoral sud », thèse de Doctorat, Université de Nice,France, 1995.

[3] Zairi et Coll., « Evaluation des performances d'une station de dessalement par Osmose Inverse », *TSM, Génie urbain, Génie rural*, n° 4, (2002), 50-58.

[4] Pontié M., Sarr O., Rumeau M., « Evaluation des possibilités de dessalement d'une eau saumâtre par Osmose Inverse et par Nanofiltration » , *L'eau, l'industrie, les nuisances*, n° 210, (1998), 57-63.

[5] Maurel A., « Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres », Lavoisier 2e edition ISBN 10: 2-7430-0890-3, (2006), 171-187.

[6] Diawara C. K., Sidy M. LO., Rumeau M., Pontié M., Sarr O., "A phenomenological mass transfer approch in nanofiltration of halide ions for a selective defluorination of brackish drinking water", *Journal of membrane science*, 219, (2003), 103-112.

[7] Lhassani A., Rumeau M., Benjelloun D., « Essais d'interprétation des mécanismes de transfert des sels en Nanofiltration », *Tribune de l'eau*, 603-604-605 /1-2-3, (2000), 100-107.

[8]Pontié M., Buisson H., Diawara C. K., Essis-Tome H., "Studies of halide ions mass transfer in nanofiltration application to selective defluorination of brackish water", desalination, 157, (2003), 127-134.

[9] Dia M. A., « Contribution à l'étude du traitement d'eaux saumâtres par les techniques séparatives sur membranes », thèse de Doctorat de 3ème cycle, ESP, Université de Dakar, 2006.

[10] Hilal N., Wahab M. A., Atkin B., Darwish N. A., "Using atomic force microscopy towards improvement nanofiltration membranes properties for desalination pre-treatment", a review, *Desalination*, 157, (2003), 137-144.

[11] Hilal N., Al-Zoubi H., Darwish N. A., Mohammad A. W., Abu Arabi M., "A comprehensive review of nanofiltration membranes : Treatment, pretreatment, modelling and atomic force microscopy", *Desalination*, 170, (2004), 281-308.

[12] Menjeaud C., Pontié M., Rumeau M., « Mécanismes de transfert en osmose inverse », *Entropie*, 179, (1993), 13-29.

[13] Bason S., Ben-David A., Oren Y., Freger V., "Characterization of ion transport in the active layer of RO and NF polyamide membranes", *Presented at EUROMEMBRANE 2006, 24–28 September 2006, Giardini Naxos, Italy Desalination*, 199, (2006), 31–33.

[14] Pontié M. et coll., « Les techniques séparatives à membranes : théorie, applications et perspectives », *UIE*, ISBN 2-911726-03-0, juin 2001.

CONTRIBUTION A L'ETUDE DE LA SALINISATION DE LA NAPPE COTIERE DE SAHEL EL HAOUZIA REGION D' EL JADIDA, (MAROC)

CONTRIBUTION FOR STUDY OF THE SALINIZATION OF COSTAL AQUIFER OF EL HAOUZIA SAHEL REGION EL JADIDA, (MOROCCO)

MDIKER N.*, EL ACHHEB A.*,MANDOUR A.,YOUNSI A.*,EL MALIKI S.*,BOUTEYEB K.***

**Laboratoire Géosciences et Techniques de l'Environnement, Faculté des Sciences. El Jadida, Maroc.*
mdikernabil@yahoo.fr, elachhebaderrahim@yahoo.fr, younsi2005a@yahoo.fr ,
***Laboratoire Géologie Appliquée, Hydrogéologie et Environnement, Faculté des Sciences. Oujda, Maroc.*
Mandour62@yahoo.fr

Résumé

La nappe côtière du Sahel d'El Haouzia circulent soit dans les calcaires fissurés du Cénomanien (partie amont), soit dans les formations détritiques du Plioquaternaire (partie avale). Ce sont des formations perméables favorisant le transit des eaux d'infiltration à forte charge saline, vers la nappe d'eau souterraine, circulant généralement à de faibles de la surface. La conductivité électrique moyenne des eaux souterraines étudiées montre des variations importantes, de 1,7 mS/cm (zone interne) à 7 mS/cm. En effet, elle accuse des valeurs de plus en plus importantes en direction de la mer, avec un gradient d'augmentation important dans les premiers kilomètres du rivage. La minéralisation totale est déterminée principalement par les ions chlorures et sodium qui montrent une corrélation positive avec la conductivité électrique.

La combinaison des outils, géologiques, hydrogéologiques, piézométriques et hydrochimiques a montré que les fortes salinités des eaux souterraines sont liées au phénomène d'intrusion marine (dans les premiers kilomètres de la côte), à celui du lessivage de la roche réservoir et de l'infiltration des eaux de retour. Ces méthodes d'étude ont montré une meilleure adaptation avec notre système aquifère côtier.

Mots clés : nappe côtière, salinité, intrusion marine, hydrochimie, Sahel El Haouzia, Maroc.

Abstract

The coastal aquifer of El Haouzia Sahel circulate either in Cenomanian limestones (crack permeability) in the south east part or in the sandy calcareous formations of Plioquaternary in downstream part. These aquifer formations caracterized by important permeabilities and a small depth of piezometric level below a sand-clayey soil, are regarded a priori as sensitive to saline pollution.

The electric conductivity average of groundwaters studied shows important variations of 1.7 mS/cm (south east part) to 7 mS/cm (coastal areas). Indeed it shows increasingly important values in direction of the sea, with an important gradient of the increase in the first kilometers from the coast. The total mineralization is determined mainly by the sodium and chlorides ions which show a positive correlation with the electric conductivity.

The combination of geological, hydrogeological and geochemical methods shows that the high salinities of groundwaters are related to: seawater intrusion (in the first kilometers of the coast), aquifer formation lixiviation, infiltration of water of return and a possible trapping of old seawater. These methods of study show a better adaptation with our coastal aquifer system.

Keywords: Coastal aquifer, salinity, marine intrusion, geochemistry, El Haouzia Sahel, Morocco.

1. Introduction

Les aquifères côtiers constituent des ressources en eau importantes dans les zones littorales où l'on observe des fortes densités démographiques et une intense activité agricole. Ce sont des zones où la demande en eau est de plus en plus croissante. Cela est favorisé par la faible profondeur des nappes d'eau souterraine dans ces zones côtières. Cependant, l'exploitation de ces nappes pose des problèmes complexes car elle associe la notion des réserves des eaux souterraines à celle de leur qualité (El Mandour, 1998 ; Fedrigoni et al., 2001 ;Younsi, 2001, Arfib et Ganoulis, 2004 ; Trabelsi et al., 2005)

Le Sahel El Haouzia fait partie de ces zones côtières, où l'on observe un essor démographique important et une forte activité agricole. Les seules ressources en eau pour l'alimentation de la population rurale et pour l'irrigation des cultures, correspondent aux eaux souterraines. Ces eaux circulent à des profondeurs moyennes de 15 m.

Le but de notre travail est de contribuer à comprendre les causes de salinisation des eaux souterraines du Sahel d'El Haouzia en utilisant et en combinant plusieurs méthodes d'étude : géochimie des eaux, piézométrie, géologie, hydrogéologie.

2. Présentation du site d'étude

a. Présentation géographique

La région étudiée fait partie du domaine mésétien du Maroc occidental (fig.1) compris entre les latitudes 33°18', 33°05' et les longitudes 8°30', 8°20' à l'echelle du globe. Elle est limitée au Nord par l'océan atlantique, au Sud par les Doukkala, à l'Est par l'Oued Oum Errabia et à l'Ouest par le plateau d'El Jadida et s'étend sur une superficie d'environ 500 Km^2.

L'élevage et l'agriculture représentent les activités les plus pratiquées par la population de la région étudiée. Ce sont des activités basées sur les ressources en eau souterraine, circulant à de faibles profondeurs de la surface. Ce qui fait de ces zones, des secteurs à priori sensibles à la contamination.

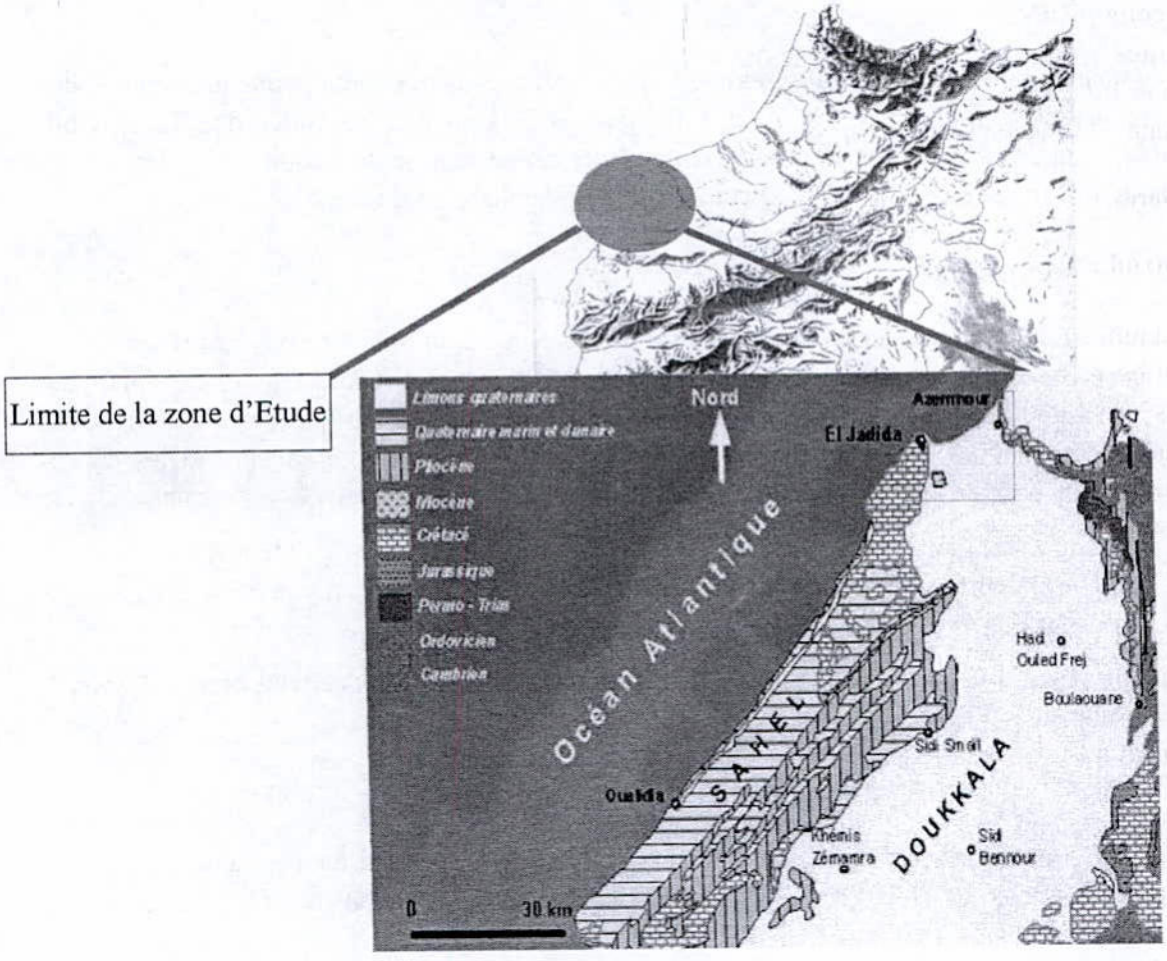


Figure 1 : Situation géographique de la région étudiée

b. Présentation géologique

Le secteur d'étude (Fig.1) présente deux entités géologiques, bien différenciées, le socle primaire plissé sur lequel repose des terrains postérieurs formant la couverture d'âge secondaire, tertiaire et quaternaire (Ferre et Ruhard, 1975 ; Gigout, 1951).

i. Géologie superficielle de la zone d'étude

– *Crétacé inférieur ou moyen*

Le Crétacé correspond à une période de transgression marine généralisée sur toute la région. Il constitue une épaisse série de marnes vertes ou bleues qui peut atteindre 200 m environ, avec des bancs marno-calcaires. Le gypse tient une place importante dans cette série, soit en bancs soit en masses. Ces dépôts Crétacés sont extrêmement importants pour l'hydrogéologie puisqu'ils forment le substratum des terrains cénomaniens et plioquaternaires, principaux aquifères de la zone d'étude. L'absence de fossiles ne permet pas de dater cette formation. Leur position entre le Néocomien (argiles rouges supérieures) et le Cénomanien autorise l'appellation vague de « Crétacé inférieur ou moyen ». (Gigout, 1951 ; Ouadia, 1998 ;El Achheb, 2002).

- *Cénomanien*

Au Cénomanien, une nouvelle transgression a repris, cette transgression a donné naissance à des dépôts calcaires et marno-calcaires. Ces formations affleurent dans la vallée de l'Oued Oum Rbiaa , au sud et au sud ouest d'El Jadida. Le Cénomanien représente l'aquifère le plus étendu dans la zone d'étude (Gigout, 1955 ; Ouadia, 1998 ; El Achheb, 2002).

- *Plioquaternaire*

Au Plioquaternaire, une nouvelle transgression marine plus importante a recouvert presque toute la région, elle est arrivée jusqu'aux pieds des Rehamna. La régression qui a suivie, a été marquée par la formation des dunes côtières formées par le même matériel, ce qui a rendu difficile de distinguer entre les dépôts marins et dunaires. Les différents faciès qui constituent les dépôts plioquaternaires, sont :

- Conglomérats grossiers qui caractérisent l'ancienne embouchure de l'Oum Rabiaa ;
- Calcaires détritiques jaunes contenant des débris de coquilles très poreux ;
- Sables jaunes grossiers.

L'épaisseur des dépôts plioquaternaires est variable, de 10 à 60 m dans certaines zones (Merrad, 1997, Ouadia, 1998, Khatmi, 1999, El Achheb, 2002).

c. Présentation hydrogéologique du Sahel El Haouzia

Elle a révélé deux faciès lithologiques capables de jouer le rôle d'un bon aquifère sur un substratum marneux du Crétacé moyen ou inférieur. Ces deux formations aquifères se présentent comme suit :

*Les grès et les calcaires lumachelliques du Plioquaternaire qui sont caractérisés par une porosité et une bonne perméabilité d'interstice, mais leur extension latérale reste limitée pour former un aquifère généralisé sur toute la zone. C'est une formation aquifère exploitée principalement dans la bande côtière.

* Les calcaires fisuré et les calcaires marneux du Cénomanien qui représentent l'aquifère le plus étendu du Sahel El Houzia. Cet aquifère est caractérisé par une perméabilité moyenne de fissures et par des débits d'eau relativement importants.

Ces deux aquifères plioquaternaire et cénomanien sont superposés et sont en communication hydraulique verticale.

L'alimentation du système aquifère est assurée principalement par l'infiltration et la percolation des eaux météoriques et aussi par les apports souterrains latéraux provenant de la plaine des Doukkala (El Achheb, 2002.)

3. Matériel et méthodes

Dans le cadre de ce travail, nous avons procédé à un maillage régulier de la zone étudiée et nous avons sélectionné un réseau représentatif de 24 puits, dont les résultats seront analysés dans ce travail (figure 2). Ces puits ont fait l'objet de campagne de relevés piézométriques et de mesures

des paramètres physiques de l'eau in situ (conductivité, pH ,température, O_2 dissou) ainsi de prendre des échantillons d'eau dans des flacons de polythlènes a pour but d'analyses chimiques au laboratoire. Tous ces puits ont été reportés sur carte topographique et repérés grâce au GPS. Les résultats obtenus nous ont permis de dresser certain nombre de cartes (piézométrique, et certain éléménts chimiques).

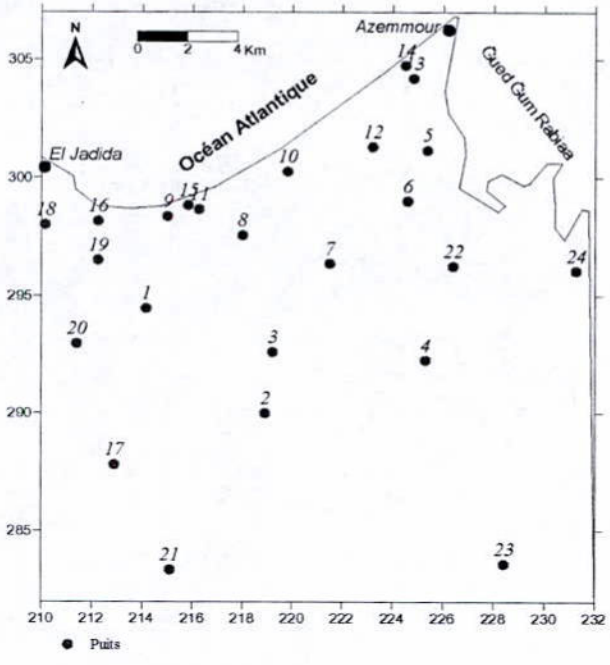


Figure 2 : Répartition géographique des points de mesure

4. Résultats et discussion

a. Carte piezomètrique

La figure 3 représente une carte piézométrique de la période des basses eaux (Août 2005) et elle va nous permettre de caractériser les directions et les sens d'écoulement de la nappe ainsi que les zones de drainage et l'évolution du gradient hydraulique de la nappe. En effet, l'écoulement général de la nappe se fait du Sud vers le Nord, vers l'océan (exutoire principal de l'aquifère). Cet état piézométrique montre l'existence de deux zones :

•Une zone où les isopièzes sont espacées qui correspond à l'aval de la nappe et qui est caractérisé par un gradient hydraulique faible de l'aquifère. Dans cette zone, la nappe circule dans les terrains plioquaternaires.

•Une zone à l'amont où les isopièzes sont resserrées et les gradients hydrauliques sont élevés. Ce qui traduit que dans cette zone où l'aquifère est bien développé dans les formations fissurées du Cénomanien.

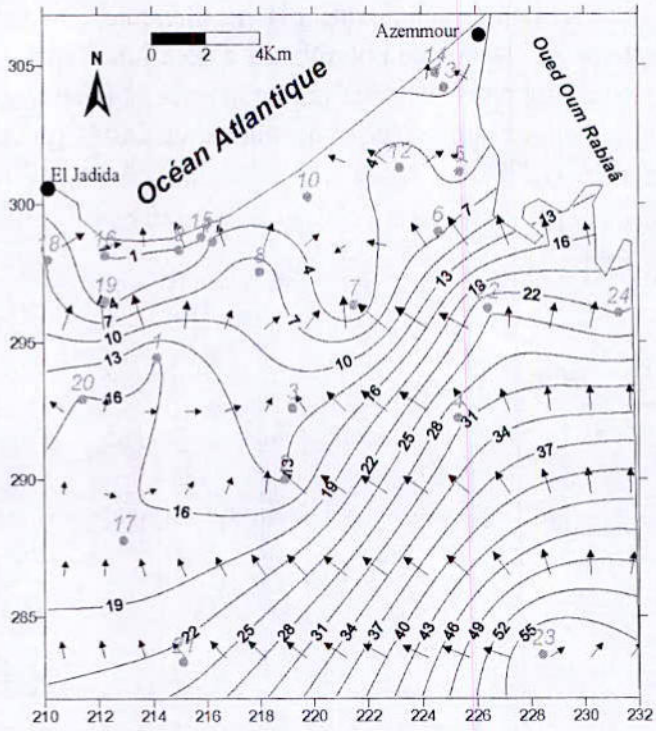


Figure 3 : Carte piézometrique de Sahel El Haouzia (Août 2005)

b. Etude géochimique des eaux

Le même réseau de puits (figure 2) a fait l'objet de campagnes d'échantillonnage d'eau Août 2005. Sur le terrain, nous avons mesuré les différents paramètres physiques : température, pH, conductivité électrique, oxygène dissous.

Les échantillons pris directement des points d'eaux sont conservés dans une glacière et emmenés au laboratoire pour analyses des paramètres chimiques majeurs suivants : Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^-, HCO_3^-, SO_4^{2-}, NO_3^-.

i. Conductivité électrique

Les mesures obtenues in situ (Août 2005) oscillent entre une valeur minimale de 1.44 mS/cm et une valeur maximale de 7.20 mS/cm, avec une moyenne de l'ordre 3.43 mS/cm et un écart-type de 1.30.

Et pour mieux comprendre et visualiser la minéralisation des eaux de la nappe du Sahel d'El Haouzia, nous avons pu dresser la carte de distribution spatiale de conductivités électriques sur l'ensemble du secteur de travail.

L'analyse de la carte de la figure 4 nous a permis de distinguer deux zones bien marquées :

-La partie amont où les valeurs de conductivité électrique sont faibles et augmentent au fur et à mesure que l'on se rapproche de l'Océan.

-Le secteur côtier de la zone étudiée où l'on observe des plages de conductivité électrique plus élevées, supérieures à 3.5 mS/cm. Les valeurs peuvent atteindre 7.2 mS/cm au Nord Est. Cette

forte minéralisation des secteurs côtiers peut être expliquée par le phénomène de l'intrusion marine vers la nappe côtière à la suite d'un abaissement du niveau piézométrique. Cet abaissement est dû aux pompages intensifs et fréquents dans la zone étudiée qui ne dispose que des eaux souterraines pour son alimentation quotidienne et pour l'irrigation. Ce phénomène d'intrusion marine semble être favorisé par la faible épaisseur aquifère saturée (faible gradient hydraulique), par le plongement sous le zéro marin du substratum marneux du Crétacé moyen ou inférieur et principalement par la surexploitation de la nappe côtière, surtout pendant la période sèche.

D'autres sources potentielles contribuant aux fortes salinités peuvent être citées, en l'occurrence les aérosols marins, l'utilisation excessive des sels agricoles, l'existence d'une éventuelle paléosalinité piégée,... En effet, les aérosols contiennent des cristaux de sels (principalement le NaCl) qui se déposent sur les sols proches de la mer (jusqu'à 15 km). Leur lessivage par les eaux pluviales ou d'irrigation les entraîne vers la nappe proche de la surface, provoquant ainsi sa minéralisation.

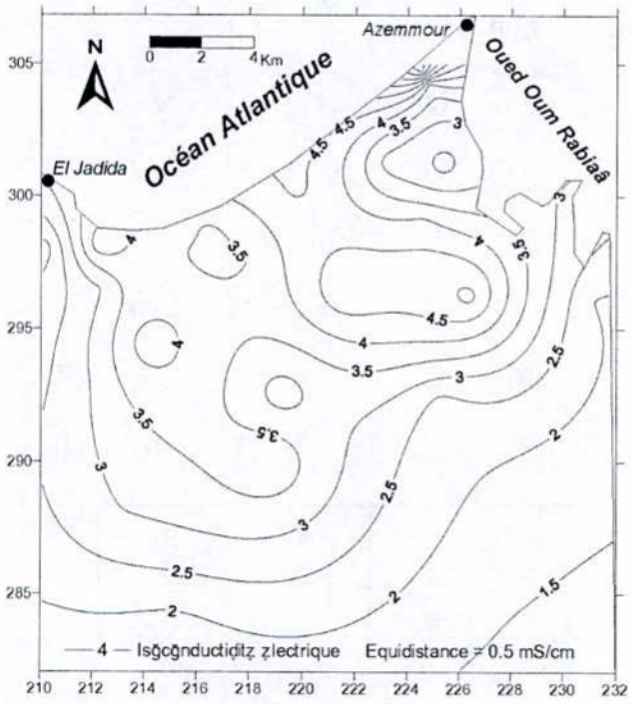


Figure 4 : Carte de conductivité électrique de Sahel El Haouzia (Août, 2005)

ii. Les chlorures et sodium

Les teneurs en chlorures et sodium dans les eaux montrent une variation spatial similaire à celle de la conductivité électrique. Celle-ci est déterminée principalement par ces deux ions, d'où un faciès chloruré sodique dominant.

Cette corrélation positive entre la conductivité électrique (CE) et les ions chlorures et sodium a été démontrée par le (tableau 1). La différence entre ces deux coefficients peut être expliquée par le fait que les ions sodium subissent un transport non conservatif (échanges cationiques avec le sol), alors que les chlorures ne subissent aucune transformation pendant leur transport. L'Analyse

en Composantes Principales (ACP) des différentes données physico-chimiques obtenues sur les puits suivis plaide aussi en faveur de cette corrélation positive entre la conductivité et les ions chlorures et sodium. Le tableau 1 montre que les fortes corrélations sont de 0.96 entre la CE et les Cl^- et de 0.89 entre la CE et le Na^+, suivis par les ions Mg^{2+}.

Tableau 1 : Matrice de corrélations

	COND	T°C	PH	K	NA	CA	MG	CL	HCO3	SO4	NO3
COND	1,00										
T°C	-,09	1,00									
PH	-,22	-,15	1,00								
K	**,72**	,09	-,26	1,00							
NA	**,89**	-,11	,01	**,77**	1,00						
CA	,54	-,02	-,34	, 27	,18	1,00					
MG	**,74**	-,30	-,43	,37	,53	,36	1,00				
CL	**,96**	-,18	-,10	**,69**	**,91**	,37	**,77**	1,00			
HCO3	-,37	,47	-,09	-,03	-,14	-,51	-,43	-,41	1,00		
SO4	,28	-,11	-,50	,18	,01	,78	,31	,09	-,29	1,00	
NO3	,32	-,16	,30	-,15	,32	-,12	,32	,43	-,26	-,48	1,00

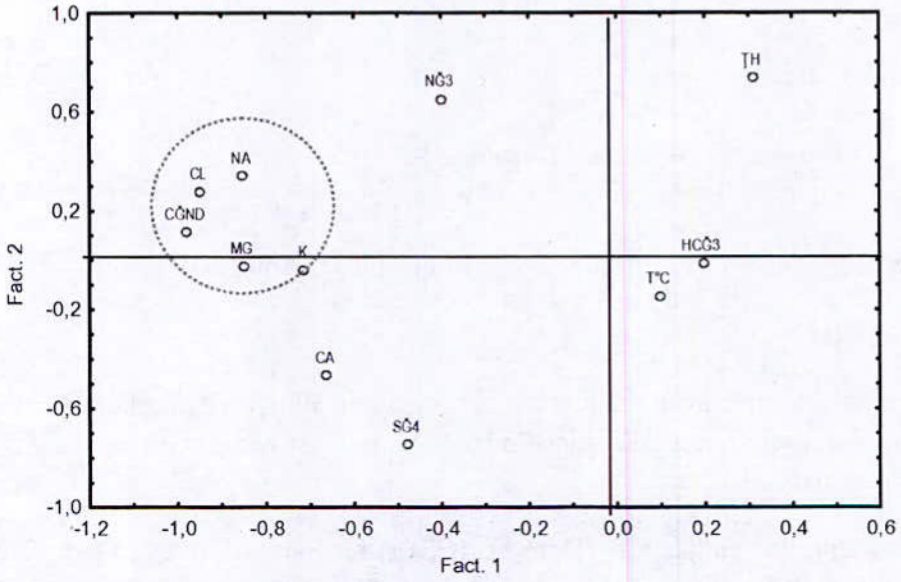


Figure 5 : Analyse composante principale des données physico-chimiques

Les cartes des chlorures et du sodium présentent de fortes similitudes avec la carte de la conductivité électrique des eaux (figures 6 et 7), avec les mêmes secteurs à forte charge saline et le même resserrement des courbes d'isovaleurs en direction de la mer.

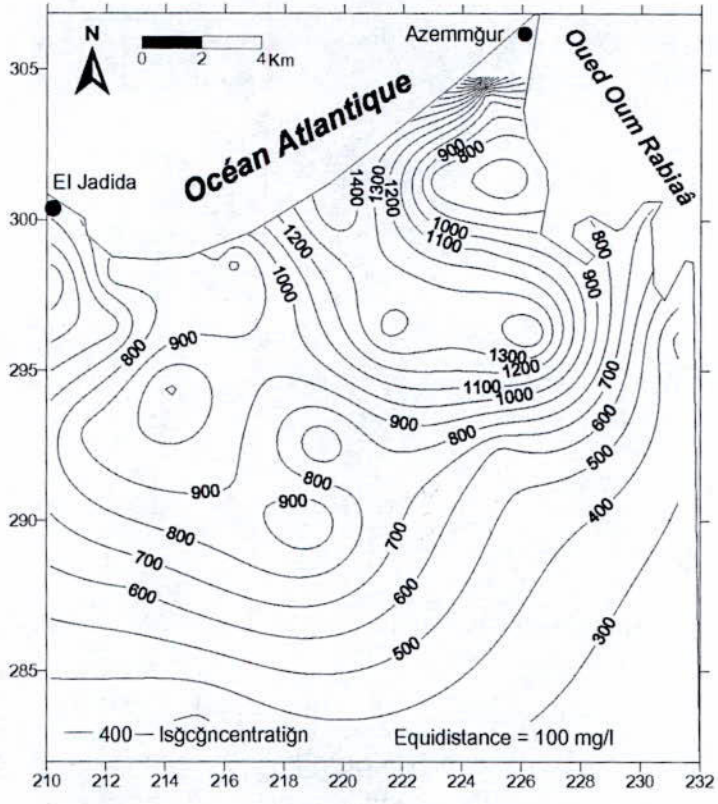


Figure 6 : Carte d'isoconcentration en Cl^- (Août 2005)

Ce sont toujours les secteurs côtiers et principalement ceux de la partie Nord Est qui montrent les fortes teneurs en chlorures et sodium, respectivement supérieures à 1000 et 400 mg/l. Les concentrations maximales sont de 2200 mg/l en chlorures et 1050 mg/l en sodium. Comme pour les conductivités électriques, l'origine potentielle de ces deux ions dans l'eau peut être liée au phénomène d'intrusion marine surtout dans le secteur Nord Est. A cela s'ajoute les aérosols marins, l'utilisation excessive des sels en agriculture, les paléosalinités,... Ces sources sont aggravées par le phénomène d'évaporation principalement dans les secteurs proches de la mer là où la nappe circule à de faibles profondeurs de la surface.

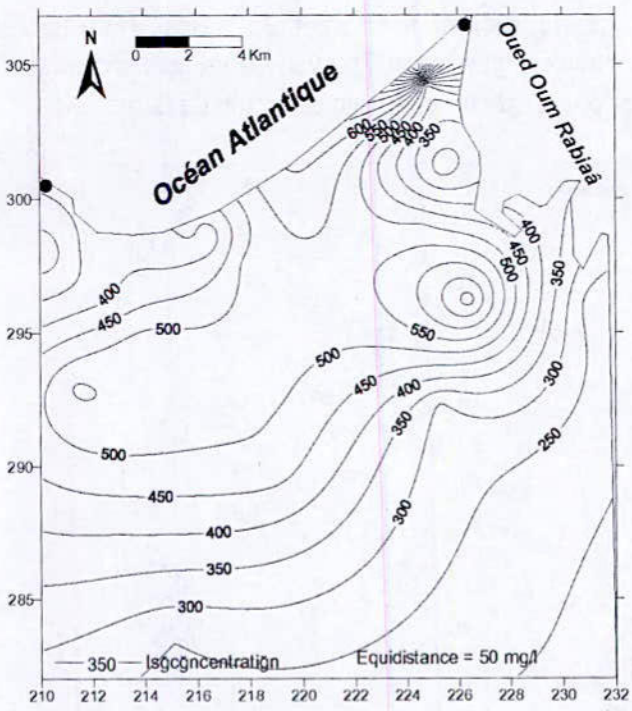


Figure 7 : Carte d'isoconcentration en Na^+(Août 2005)

5. Conclusion

L'utilisation des outils hydrogéologiques et piézométriques et des traceurs géochimiques, a montré une meilleure adaptation de ces outils à notre système aquifère côtier, en zone agricole semi-aride. Elle a permis de vérifier nos hypothèses sur les sources potentielles des fortes salinités mesurées dans la le Sahel de l'Haouzia. Parmi ces sources potentielles, nous pouvons citer : l'invasion de la nappe par des eaux marines surtout dans les deux premiers kilomètres de la mer, les aérosols et embruns marins, les eaux de retour chargées en sels, ...

La méthode géologique et hydrogéologique a mis en évidence les principaux résultats suivants :

- Un écoulement de la nappe vers la mer (exutoire principal), à proximité de laquelle le gradient hydraulique et l'épaisseur saturée sont faibles, les réserves aquifères sont moindres, les pompages sont intensifs.

Toutes ces constations font des secteurs côtiers, des zones vulnérables à l'intrusion marine, accentuée par les sécheresses qui sévissent sur la région.

L'interprétation des résultats des différentes campagnes physico-chimiques réalisées dans le cadre de ce travail, a montré que :

* D'après les cartes et les graphiques chimiques :

  - Un resserrement très marqué des courbes des isovaleurs en direction de la mer, très net dans les deux premiers kilomètres surtout dans les secteurs proche du rivage.

- L'évolution des concentrations des sels dissous dans les eaux souterraines est bien corrélée avec la distance par rapport à la mer. Les forts gradients d'augmentation des concentrations sont observés dans les deux premiers kilomètres de la côte, surtout de la partie Nord Est : de 4 à 7mS/cm/km pour la conductivité électrique, de 800 à 1800 mg/l/km pour les chlorures, de 350 à 950 mg/l/km pour le sodium.

Combiné avec l'outil hydrogéologique et piézométrique, l'ensemble de ces résultats géochimiques plaide en faveur d'une contribution relativement importante de la source marine à la salinité des puits, principalement dans le premier kilomètre du rivage.

Biblographie

Arfib, B. et Ganoulis, J. , 2004. Modélisation ***physique de l'intrusion d'eau de mer dans un aquifère karstique : cas de l'Almyros d'Héraklion (Crète).*** Comptes Rendus Geosciences., 336 (11): 999-1006.

Bolleli, E.D.1951., ***Coefficient d'évaporation, coefficient d'infiltration : étude d'un cas précis dans les calcaires gréseux (Pliocène et Quaternaire de la côte marocaine).*** Union géol.géoph.internat. assem. scient, n°35, C.R. 4th Assem. général. Buxelles, Belgique,pp.12-14.

Daum, J. R., Bakalowicz, M. ,Chery, L. Et Longin, G., 1996. Méthode et moyens de contrôle des biseaux salés dans les aquifères littoraux. BRGM Rapport n°38847, Orléans, France, 73p.

El Achheb, A., 2002. Contribution à l'étude de la minéralisation et identification des sources de contamination des eaux souterraines, application au système aquifère du Bassin Sahel Doukkala Maroc. Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences, El Jadida, Maroc.

El Mandour, A., 1998. Contribution à l'étude hydrogéologique de la plaine de Trifa Salinisation et modélisation. Thèse de Doctorat p, Faculté des Sciences, Oujda, Maroc

Fakir, Y., 1991. ***Caractérisation hydrogéologique et hydrochimique des aquifères côtiers du Sahel de Safi à l'Oualidia (Méséta côtière Marocaine).*** Thèse de Doctorat , Faculté des Sciences, Marrakech, Maroc

Ferré, M. et Ruhard Jean, P., 1975. ***Les Bassins des Abda Doukkala et du Sahel d'Azemmour à Safi. Plaines et bassins du Maroc Atlantique*** (éditions du service géologique du Maroc), Ressources en Eau du Maroc Tome 2, Rabat, Maroc, pp 262-298

Fedrigoni, L. Krimissa, M. Zouari, K. Maliki, A. et Zuppi, G-M., 2001. ***Origine de la minéralisation et comportement hydrogéochimique d'une nappe phréatique soumise à des contraintes naturelles et anthropiques sévères : exemple de la nappe de Djebeniana,Tunisie*** Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science .332 (11), pp. 665-671.

Gigout, M., 1951. ***Etude géologiques sur la Méséta marocaine occidentale (arrière –pays de Casablanca*** , Mazagan et Safi). Travaux de l'institut scientifique chérifien Tome 1, Rabat , Maroc, 494p.

Hsissou, Y., 1999. ***Impact de l'environnement naturel et anthropique sur la qualité des eaux alluviales en zone semi aride : cas de la plaine du Souss Maroc***. Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences, Agadir, Maroc.

Imerzoukene, S., 1995. ***Hydrogéochimie et simulation de l'écoulement des eaux souterraines et de la position de l'interface eau douce-eau salée dans la partie Est de la plaine de Mitidja (Algérie)***. Thèse de Doctorat , Université catholique, Leuvel, Belgique.

Khatmi, S., 1999. ***La couverture Méso-Cénozoïque des Doukkala Méséta côtière, Maroc : Stratigraphie et évolution Géodynamique***. Thèse deDoctorat, Faculté des Sciences, El Jadida, Maroc.

Mdiker, N., 2003. ***Contribution a l'etude de la salinite des eaux souterraines du sahel cotiers de l'houzia,region d'el jadida (Maroc occidental).*** Mémoire du DESA, Faculté des Sciences, Oujda, Maroc.

Merrad, S. 1997. ***Contribution à l'étude hydrogéologique et hydrochimique des aquifères côtiers du Sahel entre Sidi Abed et Oualidia Province d'El Jadida***. Mémoire du CEA, Faculté des Sciences, Rabat, Maroc.

Ouadia, M., 1998. ***Les formations plioquaternaires dans le domaine mésétien occidental du Maroc entre Casablanca et Safi : géomorphologie sedimentologie Paléoenvironnements quaternaires et évolution actuelle***. Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences, Rabat, Maroc.

Trabelsi, R. Zaïri, M. Smida, H. et Ben Dhia, H., 2005. ***Salinisation des nappes côtières : cas de la nappe nord du Sahel de Sfax, Tunisie***. Comptes Rendus Geosciences., 337 : 515-524.

Younsi, A., 1994. ***Etude des mécanismes des intrusions marines vers le système aquifère compris entre oued Oum Er Bia et Bir Jdid province d'El Jadida : Hydrogéologie, hydrodynamique, hydrochimie et modélisation mathématique***. Thèse de 3ème Cycle, Faculté des Sciences, El Jadida, Maroc.

NECESSITE D'INDUIRE D'URGENCE DES MODELES DE GESTION DE LA DEMANDE EN EAU AU MAROC

NEED FOR URGENTLY INDUCING MODELS OF MANAGEMENT OF THE WATER DEMAND IN MOROCCO

LAHLOU Abdelhadi
Ingénieur hydraulicien
Expert international
lahlouhadi2004@yahoo.fr

1. Introduction

Le développement des ressources en eau au Maroc, s'est fait d'une manière relativement satisfaisante lors des quatre dernières décennies. Certes l'alimentation en eau potable et l'irrigation ont atteint un bon niveau de satisfaction de besoins en eau. D'autre part grâce à la construction des barrages, réalisés antérieurement aux périodes de sécheresses abattues sur le Maroc lors des dernières décennies, l'approvisionnement des villes a été peu affecté, et la protection contre les dernières crises hydriques sporadiques a été atténué.

Certes La gestion de la demande en eau permettra d'escompter les progrès les plus significatifs des politiques de l'eau, et la régulation des demandes en eau constitue un objectif politique prioritaire. Les pénuries d'eau (conjoncturelles ou structurelles), déjà perceptibles, sont appelées à s'étendre et à s'aggraver dans les prochaines décennies. Ces pénuries sont imputables à la forte croissance des demandes en eau en relation avec la poussée démographique élevée et à l'amélioration des conditions de vie. La mobilisation des ressources supplémentaires se heurte à des obstacles sociaux, économiques ou écologiques. Le moment est venu pour les politiques de l'eau de s'attaquer à l'autre côté de l'équation par une maîtrise effective de la demande.

Ma communication décrit la situation des ressources en eau de surface et souterraines, leur pollution et l'envasement des retenues de barrages et quelques modèles de gestion utilisées è travers le monde tels ceux d'Allan, de Turton et d'Holsson.

Les conclusions et recommandations permettront dans le PowerPoint, de préciser le contenu de ces modèles et comment les aborder pour reculer la situation du stress hydraulique critique qui nous attend au plus tard dans une quinzaine d'années.

2. Les contraintes de mobilisation durable des ressources en eau

Les ressources en eau superficielles et souterraines subissent actuellement une baisse sensible, accentuée par une demande croissante.

Parmi les facteurs imprimant des contraintes au développement de la mobilisation et de l'affectation des ressources en eau, on peut citer

a. La poussée démographique :

Le taux de croissance démographique annuel est passéde 3% en à 2% en 2003. La poussée démographique galopante exercera indubitablement une forte pression sur les ressources en eau dans les 15 prochaines années. Actuellement quatre bassins versants présentant une

disponibilité en eau inférieure à 1000 m^3/habitant/an pour 10 Millions d'habitants soit le 1/3 de la population actuelle du Maroc.

b. Actuellement **la disponibilité en eau** est de 1000 m^3/habitant/an, considéré à l'échelle internationale comme seuil critique des ressources en eau signe de pénuries et de crise hydrique. En 2020 ce chiffre atteindra 700 m+/habitant/an et 35% de la population disposera de moins de 500 m^3/hab./an. Ainsi il est impératif du point de vue conjoncturel de tenir compte dans les modèles de gestion de la demande de l'eau (ce qui n'est pas fait actuellement). Le nord-ouest du Maroc, le plus abondant en ressources en eau, trouvera est caractérisé par une disponibilité actuelle de 1800 m^3/habitant/an, en comparaison avec les 180 m^3/habitant/an observés dans les régions du sud.

c. Limitation des eaux de surface

Tableau 1 : Apports moyens annuels des bassins hydrographiques au Maroc

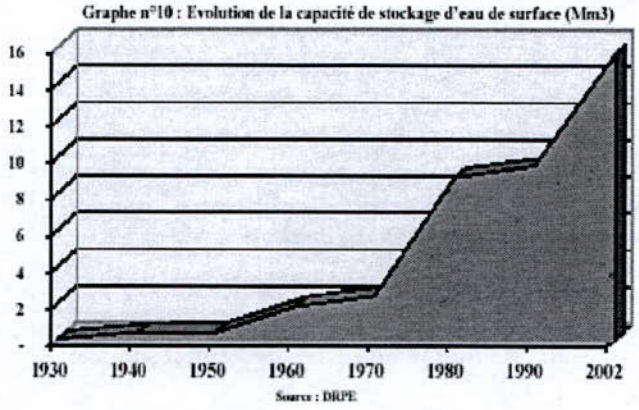
Bassin hydrographique	% de la superficie totale	Apport moyen interannuel	
		Mm3/an	% de l'apport total de eaux de surface %
Loukkos,Tangérois et oueds côtiers méditerranéens	2,9	4119	21,7
Moulouya	8,1	1656	8,7
Sebou	5,6	5600	29,4
Bou Regreg	2,8	830	4,4
Oum Er Bia	4,9	3680	19,4
Tensift	5,3	1110	5,8
Souss-Massa	5	701	3,7
Sud Atlassiques	23,1	1 1300	6,8
Sud Maroc	42,3	30	0,15
Total	100	19026	100

Source : Administration de l'hydraulique 2006, Rabat

Au Maroc on estime à 19 milliards de m3 les ressources en eau qui ont la chance de se présenter avec une fréquence de 9 sur 10.

Les eaux de surface dont le volume est estimé à 15 milliards de m3, sont mobilisées à la hauteur de 67%.

La politique des barrages adoptée depuis 1960 a permis de disposer d'un patrimoine d'infrastructures hydrauliques de 115 grands barrages de capacité de stockage totale de 15 milliards de m^3, et de 13 ouvrages de transfert d'eau.



Graphique 1 : Evolution de la capacité des barrages

Tableau 2 : Prévision des eaux mobilisées au Maroc

Année	Volume mobilisable (tous les usages) milliard m^3	Volume d'eau potable milliard m^3	Volume d'eau d'irrigation milliard m^3
1990	10,9	0,85	10, 05 (92 %)
2000	14,1	2,04	12,07 (85 %)
2010	18 ;2	2,95	15,26 (83%)
2020	21 ,0	4,0	17,00 (80 %)

d. Limitation des eaux souterraines

Tableau 3. : Potentiel des eaux souterraines au Maroc

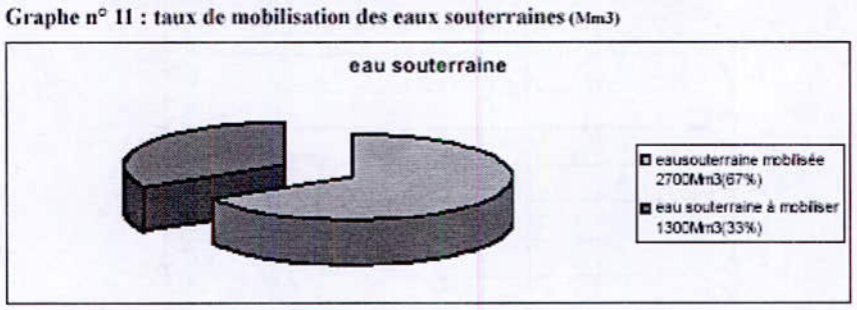
Bassins	Potentiel en eau exploitable (Mm3/an)	Prélèvements actuels (Mm3)	Possibilités d'exploitation restantes
Loukkos. Tangérois et Côtiers Méditerranéens	226	140	86
Moulouya	779	270	509
Sebou	453	380	73
Oum Er Rbia	326	500*	
Bou Regreg	126		
Tensift	458	510*	-
Souss- Massa	240	640*	-
Sud- atlasiques	762	230	532
Sahara	16		
Ecoulement diffus	614	-	-
TOTAL	**4.000**	**2.670**	**1.200**

Source D.R.P.E 2006. Rabat

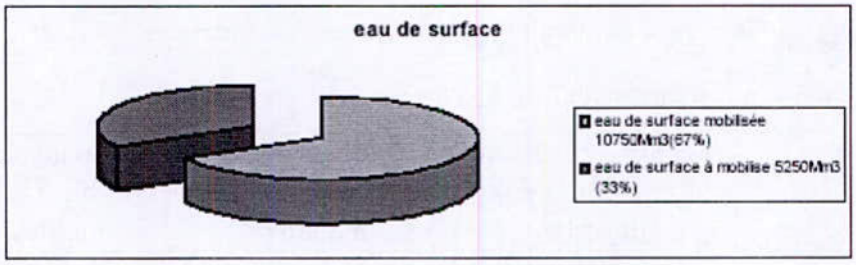
Globalement le total des ressources en eau mobilisées est estimé à 13,5 milliards de m3 par an, correspondant à 67% des eaux mobilisables.

Les eaux souterraines sont mobilisées à la hauteur de 67,5% et probablement à un peu plus, en raison de la surexploitation, le pourcentage indiqué concerne les eaux renouvelables

Graphique 2 : Taux de mobilisation des ressources en eau souterraines



Graphique 3. : Taux de mobilisation des ressources en eau de surface



(source : DRPE)

Source : D.R.R.E., 2006, Rapport National des ressources en eau

e. Constat de rendement faible à médiocre entre l'adduction et l'affectation des ressources en eau (de surface et souterraines)

L'irrigation présente la part prépondérante dans les prélèvements 11,170 milliards de m3 (2 milliards provenant des eaux souterraines et 9,170 des eaux de surface), sont affectés à l'agriculture, sur les 13,450 milliards de m3 prélevés au total, soit 83%.

La perte dans le réseau d'irrigation ainsi que dans l'adduction urbaine s'élève à 40%, qu'il faut impérativement réduire d'une façon draconienne (par des méthodes incitatrices et coercitives et de sensibilisation).

f. Déficit de la demande en eau actuelle et future

La demande en eau pour l'eau potable et industrielle des agglomérations urbaines est évaluée à 1,1 milliard de m^3 en 2010, et à 1,4 milliard m^3 en 2020. En 2020 la demande en eau serait de 14,5 milliards de m^3 dont 60% pour l'irrigation et 10% pour l'eau potable et industrielle. En 2020 la demande en eau pour l'agriculture irriguée est évaluée à 13 milliards m^3/an.

Pour satisfaire les besoins en eau il est nécessaire de réaliser d'autres infrastructures hydrauliques (entre barrages et transferts d'eau), et de mobiliser plus de ressources en eaux souterraines (dont il reste à faire préalablement la reconnaissance).

Près de 40% des ressources en eau reste à mobiliser, essentiellement des eaux de surface. D'ici 2030 les plans directeurs des bassins hydrauliques ont prévu la construction de 30 grands barrages nouveaux, ainsi q'un grand aménagement de transfert d'eau.

Tableau 4 : Demande en eau potable et industrielle en Mm^3

Bassin	2003	2010	2020
Loukkos	113	127	164
Moulouya	68	81	108
Sebou	195	220	281
Bou Regreg	290	326	417
Oum Er Rbia	100	125	165
Tensift	67	87	111
Souss-Massa	52	71	96
Guir-Rhéris-Ziz	23	31	42
Sahara	15	20	27
Total	924	1 088	1 411

(source : DRPE)

Tableau 5 : Demande de l'eau d'irrigation en 2020

Bassin	GH	PMH	Irrigation privée	Total
Moulouya	717	230.3	144.2	1 091.5
Loukkos	332	188.1	74.2	594.3
Sebou	2 506	650.3	600.4	3 756.7
Bou regreg	-	47.7	100.0	147.7
Oum er r'bia	2 965	346.4	273.7	3 585.1
Tensift	492	602.8	245.7	1 340.5
Souss massa	207	308.1	635.8	1 150.9
Sud atlasique	540	734.3	80.6	1 354.9
TOTAL	7 759	3 108.0	2 154.6	13 021.6

(source : DRPE) GH : grande hydraulique PMH : petite et moyenne hydraulique

Source : D.R.P.E. 300, Administration, Rabat

g. <u>La surexploitation des ressources en eau souterraines</u>

Il est regrettable de remarquer que la plupart des nappes souterraines sont surexploitées résultant des quinze dernières années de sécheresse. Certes une baisse sensible des niveaux

piézométriques, c'est ainsi que la nappe du Saïs a observé une baisse de 60 m en 20 ans. Cette baisse entraîne, entre autres, la pollution des eaux souterraines et l'intrusion d'eaux marines. C'est ainsi que cette surexploitation met en péril le développement socio-économique les régions suivantes : Souss Massa, Sais, Temara, Haouz et bassins sud atlasiques, et peut aussi accélérer le phénomène de l'érosion et de la désertification.

h. L'envasement des retenues de barrages (et son corollaire la forte érosion spécifique moyenne annuelle au Maroc)

Ce phénomène atteindra des dimensions considérables si des précautions sérieuses ne sont pas pris en considération dans les plus brefs délais.

L'érosion hydraulique, raison d'être des phénomènes de la sédimentation, est à traiter avec sérieux et efficacité, systématiquement dans la plupart des bassins hydrographiques particulièrement du nord du Maroc : ce phénomène aléatoire est accéléré et aggravé par deux facteurs : le premier est naturel (facteurs physiques, nature et pente des sols, intensité des précipitations et couverture végétale,), le second est anthropique (action humaine par défrichement, surpâturage, les techniques non appropriées de cultures. Il est très difficile d'agir sur le social pour réduire l'effet anthropologique induit : on a à combiner des actions techniques et des approches participatives avec les populations concernées, et la mise en place de moyens financiers considérables pour les aménagements anti-érosifs soient ils sous forme d'actions mécaniques à impact à court et moyen terme(seuils de sédimentation, épis dans les rivières,) ou sous forme d'actions biologiques à impact à long terme(reboisement, reforestation).

Le tableau suivant nous montre que chaque année la capacité totale de toutes les retenues de barrages se trouve amputée de 5% de la capacité totale, soit un envasement moyen annuel de 80 millions de m2 par an, soit l'équivalent de la capacité d'un grand barrage perdue annuellement. L'envasement total de tous les barrages depuis leur mise en service est de 1,34 milliard de m3 (en comparaison avec la capacité totale de tous les barrages évaluée à 14,5 milliards de m3.

Un programme sérieux et efficace d'aménagements anti-érosifs des bassins versants à l'amont des retenues de barrages, reste à mettre en place dans les plus brefs délais

A titre d'exemple le barrage Mohamed V sur le bassin de la Moulouya (le plus grand bassin versant en surface au Maroc (52000 km2 à son embouchure en Mer Méditerranée), ouvrage mis en service en 1967 avec une capacité initiale de 730 Millions de m3 (irriguant une superficie agricole de 77000 hectares), et pour l'alimentation en eau potable (particulièrement de la ville de Nador (alimentée à partir du barrage de compensation de Mechra Homadi), a vu sa capacité diminuée de moitié, ce qui a créé des problèmes sérieux auprès des agriculteurs et des effets néfastes pour la protection des crues à l'aval de ce barrage

i. La pollution

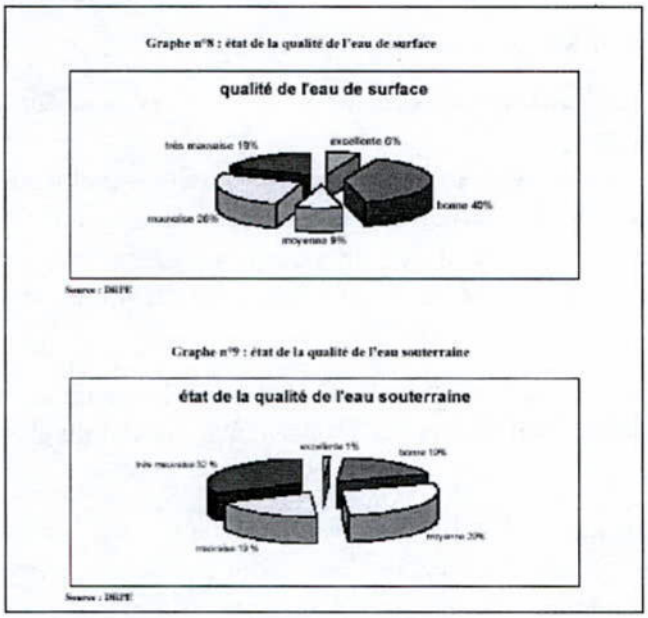
La qualité des **eaux de surface** est bonne au niveau de 48% des stations de mesure, et moyenne au niveau de 9%. Par contre elle est dégradée au niveau de 45% des stations échantillonnées. L'évaluation de la qualité des eaux est assurée pour les eaux de surface, par 60 stations principales, 116 stations secondaires et 16 stations au niveau des barrages.

C'est ainsi que les rejets d'eaux usées sans épuration par une population de 30 millions d'habitants, les rejets d'eaux usées industrielles (3,3 millions d'équivalents habitant), la production annuelle de déchets solides et ménagers, de 4.700000 t (souvent ces déchets sont mis dans des décharges non contrôlées et affectent les eaux de surface), le lessivage des engrais et la sur utilisation des pesticides et des intrants et engrais : 50% de contrôle échantillonnées présentent une qualité moyenne à mauvaise.

La pollution des eaux souterraines

Pour ce qui concerne les eaux souterraines, la qualité globale des nappes est bonne au niveau de 20% des stations de mesure, moyennes sur 29% et dégradées sur 51%. En général la mauvaise qualité est due à une forte minéralisation des eaux et à des teneurs élevées en nitrates. A titre indicatif les nappes du Tadla et du Rmel, présentent déjà des concentrations en nitrates dépassant les 50 mg/l

Graphique 2 : Etat de la qualité des eaux de surface et souterraines



Source D.R.E., 2004, Rapport National des Ressources en eau au Maroc

3. Les changements climatiques et la durabilité des ressources en eau au Maroc

Il a été démontré par le biais des observations internationales (sur le Nino Southern Oscillation et le trou d'ozone), que les actions anthropologiques dues à l'homme (émissions exagérées de gaz à effet de serre), ne vont pas diminuer dans le futur, et à ce titre il faut s'attendre à l'augmentation du Global Worm et à ses effets ultérieurs certains sur l'augmentation de la température, des sécheresses plus fréquentes et sur la non durabilité des ressources en eau. Certes les études réalisées en Afrique du Nord ont montré une réduction potentielle des ressources en eau de l'ordre de 20%. Ce qui est certain c'est que nous nous situons dans une tendance d'aggravation des phénomènes extrêmes : il est donc nécessaire de se situer dans cette perspective et de préparer la gestion de la demande en eau en conséquence. A titre indicatif l'Etat marocain a dépensé 40 millions de Dollars $ US supplémentaires pour amener par bateau l'eau à Tanger, à partir du port de Jorf Asfar , vu que la prévision des apports d'eau au barrage Ibn Batouta et de la nappe Charf Al Akab

(alimentant en partie la ville de Tanger par recharge artificielle) a été largement sous estimée (au vu des fluctuations climatiques non appréhendées dans cette période de sécheresse, en 1995).

Faible quantité du volume des eaux usées traitées

Le volume actuel des eaux usées brutes est estimé à 500 millions de m3 par an, et il est prévu qu'il atteindra 700 millions de m3 en 2025 et 1 milliard de m3 en 2030 : il est impératif de prévoir l'extension de la production des eaux usées traitées pour pallier au manque d'eau et de l'inclure dans les modèles de la gestion de la demande de l'eau types Allan, Turton et Ohlsson.

Actuellement 7235 hectares sont irrigués directement à l'ornière des grandes villes, soit 70 millions de m3 sans aucune précaution sanitaire. Le Schéma Directeur National d'Assainissement prévoit 70 zones de réutilisation possible des eaux usées traitées. En 2025 si on utilise 40% des eaux usées (soit 300 millions de m3) et qu'on les traie, on pourrait irriguer en plus 30000 hectares, et ainsi récupérer l'eau qui en résulte.

3. Conclusion et Recommandations principales

- L'objectif général de maîtriser la demande en eau en Afrique du Nord, doit se traduire en :

- L'explicitation des caractéristiques des systèmes d'utilisations, les points forts et les dysfonctionnements ou les incohérences inhérentes aux systèmes adoptés, induisant la mise en place imminente de modèles de gestion de la demande en eau tels ceux de Turton, Allen et Ohlsson permettant de réduire le pertes en eau et prolonger la date d'arrivée au stress hydrique.

- L'identification des obstacles d'ordre socio-économique, institutionnel, juridique et technique qui entravent ou s'opposent à la gestion durable de la demande ainsi que leur poids relatif.

- **L'**évaluation à leurs justes niveaux les gains d'économies d'eau susceptibles d'être réalisés, et en estimer les rendements et les coûts en termes de faisabilité technique et économique

- Maintenir l'effort de mobilisation des ressources en eau de surface et souterraines
- Nécessité impérative d'entreprendre des études sérieuses de la gestion de la demande en eau vu les déficits et les pénuries constatées et ultérieures
- Protéger les bassins versants amont contre l'érosion et les retenues de barrages contre l'envasement par une gestion appropriée du bipôle eau sédiments
- Sortir rapidement à jour les textes d'application du code de l'eau (entériné par le parlement en 1995) et qui tardent à venir
- Assurer une gestion efficace des Agences de bassins
- Mettre en place les outils nécessaires applicables par des textes additifs d'application entérinés par le Parlement :(législatifs, institutionnels, de recherche scientifique et financiers) en vue de promouvoir rapidement les modèles économiques de gestion de la demande en eau
- Instaurer des mécanismes de recouvrement des coûts de l'eau
- Augmenter la quantité des eaux dessalées et des eaux usées traitées

- Améliorer les conditions de mesures dans le but d'affiner mieux l'évaluation des ressources en eau souterraines et de surface.

4. Références bibliographiques

Administration de l'hydraulique, 2006, Rapport National des Ressources en eau Rabat,D.R.P.E 2006, Rabat.A.R.Turton, and L.Ohlsson, Water Scarcity and Social Stability: Towards a deeper Understanding of the key concepts needed to manage water scarcity in Developing countries

- Abdelhadi LAHLOU, 2006, Pub. : "Erosion, Sediment Transport in Rivers and Reservoir Silting-Up in North Africa" Pub. in International Sediment Initiative Conference (ISIC), November 12 -15, 2006, Sudan, Khartoum Web site: http://www.isic.ucwr-sd.org/isicp.htm
- Abdelhadi LAHLOU, 2006, Pub.:" « Socio-economic impacts of the erosion and silting-up of large dams in north Africa countries », The 3rd International Conference on the "Water Resources in the Mediterranean Basin "WATMED 3, 3 November 2006, Watmed 3, Lebanon, Tripoli,
- Abdelhadi LAHLOU, 2005, Pub. "Water Demand Management in North Africa", and: "Hydrology of 11 wadis in Hajjah Province, in N6W of Yemen",12-14 December 2005, in The Third International Conference on Wadi Hydrology, Sana'a, Yemen
- Abdelhadi LAHLOU, 29 May-June 2004, Publication: Water and wastewater purification in north Africa, in the Proceedings of the International Conference on Water Demand Management, held in Dead Sea, Jordan, http://www.google.com/search?hl=fr&q=lahlou+abdelhadi&btnG=Recherche+Google&lr= http://www.wdm2004.org/conferenceprogram/technical/Monday/MON%208/lahlouh.htm
- ONEP 2006 Rapport Pollution des eaux de surface et souterraines au Maroc

EFFET DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR LE COMPORTEMENT PHYSIOLOGIQUE ET LA PRODUCTION DE L'OLIVIER EN MILIEU ARIDE TUNISIEN

Béchir BEN ROUINA

Institut de l'Olivier BP 1087, 3000 Sfax, Tunisie.
Tél : + 216 74 241 240 ; Fax : + 216 74 241 033
benrouina@gmail.com - rouina.bechir@iresa.agrinet.tn

Résumé

Afin de déterminer l'effet du climat sur la physiologie de l'olivier, sa croissance et sa production, l'analyse de l'évolution de certains paramètres climatiques durant plus d'un demi siècle (1952 – 2006) a été réalisé. L'examen des données climatiques disponibles de la station Chaâl appartenant au réseau de l'Institut National de la Météorologie met en évidence deux périodes distinctes. La première longue de 29 années entre 1952 et 1979, caractérisée par des précipitations plus ou moins régulières avec 11 années normales, 9 années humides et 9 années sèches. La seconde longue de 26 ans (1980 – 2006) et comportant 12 années normales, 3 années humides et 11 années sèches. L'évolution des températures enregistrées retrace fidèlement la même tendance, enregistrant une hausse des moyennes annuelles de 1,6 °C. Ce réchauffement atmosphérique n'est pas sans conséquences sur l'ETP Penman-Monteith qui a accusé à son tour une augmentation de 35 mm / an, en s'élevant de 1533 mm à 1567,7 mm / an. Associées à une dégradation du milieu physique, ces changements climatiques ont occasionné une irrégularité et une régression des productions d'olives qui ont chuté de 1360 à 479,4 kg / hectare / an. Pour faire face à ces changements notoires du climat (sécheresse et réchauffement atmosphérique), l'olivier a développé une série d'adaptations physiologiques lui permettant de mieux s'approvisionner en eau et de limiter au maximum ses pertes transpiratoires.

Mots clés : Olivier, températures, précipitations, ETP, photosynthèse, production, transpiration.

1. Introduction

Dans les forets méditerranéens, l'olivier sauvage ou oléastre (*Olea europaaea* L. ; var. sylvestris) est rencontré en milieux sub-humides sous des pluviosités allant de 450 à 1000 mm. Cependant, il ne peut évoluer à l'état spontané dans les zones semi-aride et aride où les précipitations sont inférieures à 350 mm. Il constitue de ce fait, un indicateur biologique de l'aridité climatique (field biomonitor).

D'origine méditerranéenne, l'olivier tolère les conditions extrêmes de l'environnement où les grandes chaleurs et les sécheresses estivales sont quasi-permanentes. Il apprécie les fortes amplitudes thermiques entre le jour et la nuit qui facilitent la migration des produits de la photosynthèse grâce à l'abaissement notable des températures nocturnes. De surcroît, la température conditionne les différents processus physiologiques de croissance et de développement chez l'olivier. C'est l'un des facteurs qui conditionnent la faculté de cet arbre à supporter les aléas du milieu et qui régule le déroulement des différents processus biologiques de croissance et de production (phénologie florale).

Aux températures inférieures à 9 °C, l'olivier est au repos végétatif hivernal et des températures supérieures à 12 °C sont nécessaires à sa reprise végétative. La croissance de

l'arbre est optimale entre 12 et 22 °C (Ben Rouina *et al*, 2006). Lorsque la température dépasse 30 °C au cours de l'été, cette croissance se ralentit et s'arrête si l'humidité du sol devient limitante. Son arrêt intervient à coup sûr dès que la température atteint 35°C, même en présence d'une humidité suffisante du sol (James et *al*, 1985, Ben Rouina, 1998 ; Ben Rouina *et al*. 2006).

Ainsi, le développement et la fructification de l'olivier surtout en milieu aride caractérisé par des températures élevées, des étés longs, chauds et secs, avec une évapotranspiration 7 à 8 fois égale aux précipitations sont largement tributaires de la nature du sol. Disposons d'une longue série de données relatives au climat et à la production d'olives nous essayons, dans la présente note, de passer en revue l'effet du climat et du sol sur la croissance et la production de l'olivier en milieu aride tunisien.

2. Matériel et méthodes

L'étude est réalisée dans le domaine oléicole de l'agro combinat du Chaâl (34° 40' 37 N ; 10° 20' 46 E) caractérisé par une oliveraie qui s'étend sur 18.600 hectares comptant environ 320.000 oliviers. Elle intéresse une parcelle de 38,2 ha, comptant 650 oliviers Chemlali Sfax, âgés de 90 ans qui se distingue par un sol sableux profond (> 3 m). Dans cette plantation, l'entretien des arbres (travail du sol, taille, fertilisation, travaux de conservation de l'eau et du sol) se fait selon le modèle standard de la région. Les données annuelles de la production d'olives sont collectées depuis la campagne oléicole 1939/40 jusqu'à nos jours, mais en correspondance avec les données climatiques disponible depuis novembre 1951, seule les productions à partir de 1952/53, sont prises en considération.

Les données climatiques relatives aux précipitations, aux températures quotidiennes minimales et maximales et à l'évapotranspiration potentielle (ETP) sont collectées durant la même période que les productions. Afin d'élucider les relations entre les changements climatiques survenus dans la zone d'étude et le comportement physiologique de l'arbre, une multitude de mesures est réalisée : assimilation nette du CO_2, transpiration, régulation stomatique et contenu relatif en eau.

3. Résultats et discussions

a. Caractéristiques physico-chimiques du sol

La texture du sol dans la deux parcelle d'étude et ses principales caractéristiques chimiques sont présentées dans le Tab. 1. D'après les résultats consignés dans ce tableau, on remarque que le sol est de textures sableuse. D'une profondeur supérieure à 3 mètres, ce sol est à dominante sableuse (94 % en surface et 84 % à 2,35 m).

Du point de vue chimique, les sols du Sud tunisien sont caractérisés par un faible taux de matières organiques, souvent inférieur à 1 %. Dans le cas de notre étude, le taux de matière organique est inférieur à 0,5 % et témoigne d'une dégradation sévère du milieu naturel, qui menace la durabilité de l'écosystème à dominante olivier. Les valeurs enregistrées évoluent entre 0,16 % en surface et 0,48 % dans l'horizon 115 – 125 cm. Comparés aux résultats obtenus en 1947 dans le même site, par Yankovitch et Berthelot, qui signalent des taux de la matière organique variant entre un minimum de 0,4 et un maximum de 1,5 %, ces résultats indiquent un appauvrissement des sols du milieu aride suite à des techniques erronées d'exploitation qui épuisent le milieu physique par l'absence de fertilisation et par

l'érosion et la destruction systématique du couvert végétal liée au dry farming strict, appliqué dans ces zones (Ben Rouina 1994; 1995).

Tableau 1 : Composition granulométrique des différents horizons du sol dans la parcelle d'étude et leurs principales caractéristiques chimiques.

Horizon	Granulométrie					Caractéristiques chimiques			
	A (%)	L (%)	STF (%)	SF (%)	SG (%)	MO (%)	N (%)	Passim. (ppm)	K assim (ppm)
0 - 20	4,7	1,3	4,1	78,5	11,4	0,165	0,100	27	385
20 - 115	3,5	1,1	3,8	87,9	3,7	0,410	0,102	17	265
115 - 125	8,3	4,1	6,2	78,1	3,8	0,482	0,135	27	260
125 - 185	10,3	5,7	1,9	78,3	3,8	0,371	0,124	27	282
185 - 235	10,8	4,4	2,5	78,5	3,9	0,370	0,155	18	220

Galvez et al. (2003), Hernandez et al. (2005) notent qu'une perte de la fertilité du sol suite à l'insuffisance de la matière organique accentue le phénomène d'érosion hydrique due à l'imperméabilisation de la couche de surface, provoque la volatilisation de l'azote et du soufre par l'insuffisance d'activité microbiologique et réduit de ce fait, la productivité du terrain (carences, faibles développement et production de la végétation). Pour ces mêmes auteurs, des teneurs inférieures à 3 % sont déjà faibles et risquent à long terme de compromettre l'équilibre biologique du sol ce qui le rend peu fertile et entrave la croissance des végétaux.

De surcroît, analysant la stabilité structurale des terres cultivées, Kemper et Rosenau (1986), Costantini et al. (2005) notent que le sol devient vulnérable aux forces externes destructives (érosion, compactage et dégradation de la structure) lorsque sa teneur en matière organique devient faible. Pour un même sol, la stabilité structurale des agrégats est de 75 % lorsque le taux de matière organique est de 2 %. Elle régresse à 53 % seulement, pour un taux de 0,4 %.

b. Caractéristiques hydriques du sol

La restitution de l'eau à la plante par le sol est le facteur le plus déterminant qui conditionne sa croissance et sa production de fruits. Ce concept est le plus souvent exprimé par l'humidité du sol et par sa tension. Dans un sol sableux, le suivi mensuel de l'humidité du sol durant plusieurs années dégage deux faits distincts (Fig. 1). En année pluvieuse (281,9 mm en 1998/1999), l'humidité des strates allant entre 0 et 100 cm sont constamment humides puisque 10 mois sur 12, supérieures à la valeur admise comme point de flétrissement permanent. Par contre, en année sèche caractérisée par des précipitations déficitaires (87,7 mm en 2001/2002), cette humidité régresse à des valeurs constamment inférieures à celle admise comme point de flétrissement permanant.

Ces différences de l'humidité du sol, ajoutées aux différences de volume du sol prospecté par les racines pour s'approvisionner en eau et en éléments minéraux, induisent des différences notoires quant au développement de l'olivier, sa production et sa survie lors des périodes difficiles de sécheresse. Dans des travaux antérieurs, Ben Rouina et *al*, (1999) ont montré que l'enracinement de l'olivier Chemlali en milieu aride peut atteindre jusqu'à 5 mètres de profondeur en sol sableux, occupant ainsi plus que 2000 m^3 de volume du sol. Dans les mêmes conditions, sur un sol marginal très riche en argile et en limons depuis sa surface, l'enracinement de l'olivier se limite au premier mètre de profondeur et le volume du sol prospecté par les racines atteigne rarement au-delà de 400 m^3.

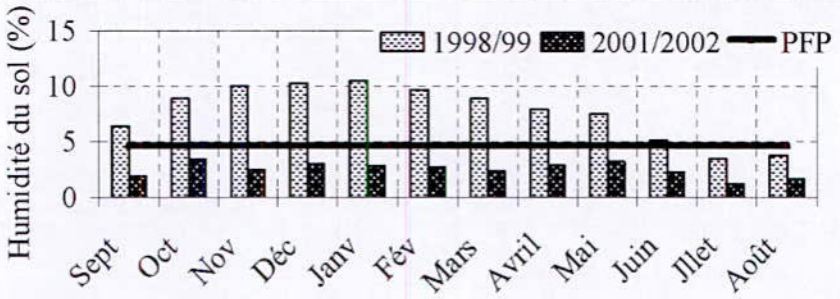


Figure 1 : Humidité moyenne dans le premier mètre du sol au cours d'une campagne agricole à pluviométrie normale (1998/99) et d'une année exceptionnellement sèche (2000/2001) en comparaison avec l'humidité au point de flétrissement permanent (FPF).

a. La caractérisation climatique de la zone d'étude

i. Les Températures

Les données climatiques consignées sur le tableau 2 montrent que la zone d'étude se caractérise par un été chaud, au cours duquel les maxima atteignent souvent 40 °C et ont pour moyenne 34,4 °C au mois d'août. Les températures minimales sont enregistrées au cours de la période hivernale et descendent rarement au dessous de zéro (gelées). La moyenne des minima du mois le plus froid (janvier) est égale à 5,2 °C. L'évaporation potentielle calculée par l'équation de la FAO Penmann-Monteith est de 1533 mm d'eau par an, soit 7 fois et ½ les précipitations moyennes de la zone d'étude.

Tableau 1 : Principales caractéristiques climatiques de la station du Chaâl durant la période 1952 – 2005 (Source : INM, 2005).

Caractéristiques climatiques	Valeurs
Pluviométrie moyenne (mm / an)	200,4
Evaporation FAO Penmann-Monteith (mm / an)	1533
Moyenne des températures maximales (°C)	27,8
Moyenne des températures minimales (°C)	11,1
Températures annuelles moyennes (°C)	19,2
Moyenne des maxima du mois le plus chaud (Juillet 2003, °C)	38,2
Moyenne des minima du mois le plus froid (Janvier 1999, °C)	5,2

L'examen de l'évolution temporelle des températures moyennes montre deux périodes distinctes (Figure 2). La première de 1952 à 1981, caractérisée par une stagnation de ces températures entre 18 et 19 °C (moyenne de 18,9 °C). La deuxième période de 1982 à nos jours, se caractérise par une hausse de la température moyenne de 1,6 °C par rapport à celle précédente (20,5 °C).

L'examen des températures minimales montre que celles-ci sont passées de 12,7 °C à 13,8 °C, accusant une augmentation de 1,1 °C pendant 20 ans ; alors que celles maximales ont évolué de 25 °C à 26, 3 °C au cours de la même période, soit une augmentation de 1,3 °C. Ce réchauffement atmosphérique, probablement dû à l'effet serre, pourrait avoir des répercussions directes sur l'écophysiologie de l'olivier par l'augmentation de l'évaporation de l'eau du sol et la transpiration de la plante. Cependant, il semble que des mécanismes de thermo tolérance sont mis au point par l'olivier et permettent aux variétés autochtones de s'acclimater à l'environnement dans lequel elles se développent. Ces mécanismes sont d'ordre photosynthétique et protéique (proline, ABA) et dépendent essentiellement des températures maximales surtout en période de sécheresse (Ben Rouina et *al*, 2006).

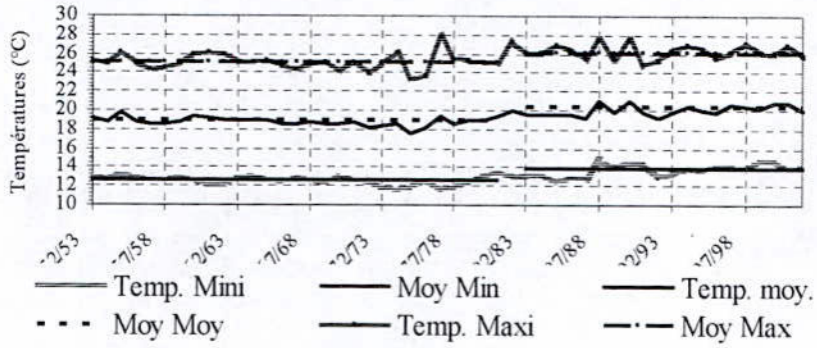


Figure 2 : Evolution au cours du temps des températures minimales, maximales et moyennes annuelles pendant la période 1952 – 2005 à la station du Chaâl (Source INM, 2003).Constatez l'élévation des températures enregistrées depuis le début de la décennie 1981 /1990 et qui continue actuellement.

ii. Les précipitations et l'ETP

Outre ce déficit hydrique constant, les précipitations moyennes présentent des irrégularités inter annuelles caractéristiques du climat méditerranéen. Les données consignées sur la figure 2, illustrent parfaitement ces fluctuations. La moyenne pluviométrique annuelle calculée durant une période de 54 années (depuis 1952) est de 200,4 mm.

Si les températures sont en hausse durant ce dernier quart de siècle (1981-2005), un autre constat non moins important est à signaler pour les précipitations. En effet, leurs moyennes annuelles ont régressé de 214,1 mm durant les 30 premières années (1951/52 – 1980/81) à seulement 185,2 mm depuis 1981/82 à nos jours. Associé à l'accroissement des valeurs de l'ETP dont la moyenne est passée de 1502 mm à 1558 mm au cours des mêmes périodes, ces paramètres climatiques montrent une aggravation de l'aridité de l'écosystème aride qui se trouve davantage accentuée par la dégradation du milieu physique dominé par les sols squelettiques très peu évolués et dont la fertilité et le couvert végétal ne cessent de se détériorer sous des actions, tout azimut, de plantation de l'olivier et des céréales ; et de fragilisation du milieu aride.

Les données relatives à l'ETP dont les valeurs ont augmenté de 56 mm durant le dernier quart de siècle par rapport à la période 1952-1980, indiquent un dessèchement atmosphérique certain. Cette augmentation semble être liée à celle des températures dont l'accroissement durant la même période est de 1,6 °C. De ces deux composantes du climat aride, il en découle qu'à chaque degré Celsius de hausse des températures, une augmentation de 35 mm de l'ETP s'ensuit. Ce constat est en concordance avec les travaux d'Abrol et Ingram (1997) indiquant que l'accroissement des températures dans la gamme allant de 28 à 35°C (cas du milieu aride tunisien) induit l'élévation des flux transpiratoires de la plupart des plantes cultivées de 4 à 5 % par degré Celsius et occasionne un déficit de saturation en eau de l'air, variant entre 6 et 7 %. Se basant sur ces études expérimentales et sur les modifications perceptibles du climat aride du Sud tunisien, il nous est certain que ce climat déjà peu favorable à l'agriculture est devenu davantage plus chaud et plus sec se traduisant par des sécheresses successives et de plue en plus sévère (depuis 1980, la région a connu au moins 8 années de grandes sécheresses : 1981-82, 1987-88, 1995, 1999-2002).

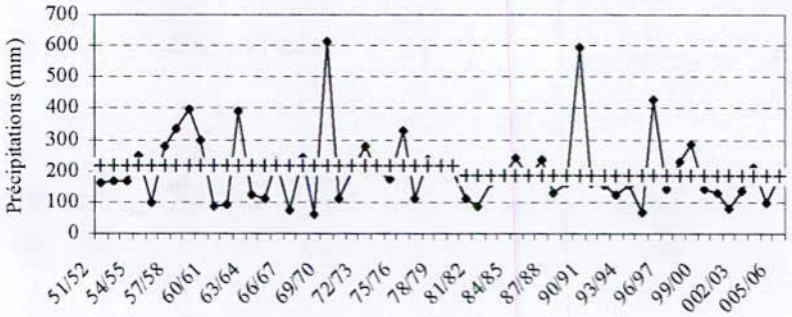


Figure 3 : Pluviométries annuelles, moyenne annuelle et moyennes décennales enregistrées au cours de la période 1952/53 – 2001/02, à la Station Chaâl Centre (Source : INM, 2006).

iii. Les productions d'olives

L'examen des données de productions consignées sur la figure 4, montre plusieurs phénomènes qui peuvent être résumé dans ce qui suit :

- L'évolution des productions annuelles de l'olivier est fluctuante. Les productions sont doublement tributaires des pluviométries de l'année écoulée et du précédent productif de l'arbre (alternance des productions de l'olivier Chemlali Sfax).
- L'évolution des productions décennales des plantations sont en accroissement durant les 3 premières décennies, correspondant à l'âge adulte (ayant été plantés en 1917, les arbres âgés de 34 ans en 1951 ont atteint 64 ans en 1981). Depuis lors, les productions sont en régression permanente et représentent à peine la moitié de celles enregistrées entre 54 et 64 ans sur bon sol. Ainsi, la vie économiquement profitable de l'olivier n'est que de 60 à 70 ans ; et les plantations vétustes doivent être impérativement rénovées.
- La date de la floraison est variable entre les années et s'étend entre fin mars et début mai (cas extrêmes). L'avènement du démarrage végétatif et des différents stades phénologiques est lié aux températures hiverno – printanières.

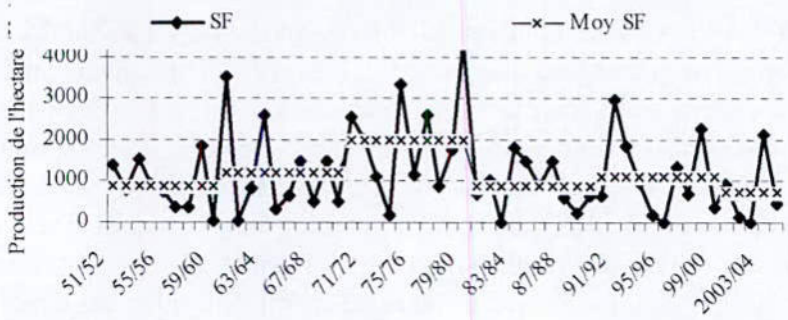


Figure 4 : Evolution mensuelle et décennale des productions de l'olivier Chemlali Sfax planté en 1917 et évoluant sur deux types de sol (l'un sableux profond favorable à la culture SF et l'autre sablo argilo limoneux avec du gypse SM).

iv. Effets du climat sur certains mécanismes physiologiques de l'olivier

Sous un climat aride caractérisé par un déficit hydrique permanent, un ensoleillement intense et des températures élevées, la plante doit maintenir un équilibre dynamique entre l'ouverture et la fermeture de ses stomates. Ce mécanisme de régulation stomatique lui

permet d'éviter l'échauffement excessif de ses feuilles grâce à la transpiration, de minimiser les pertes d'eau et d'optimiser la fixation du CO_2 nécessaire à la photosynthèse (Ben Rouina *et al.* 2007 ; Ben Ahmed et al. 2007).

Confronté à une sécheresse plus ou moins sévère à longueur d'année découlant d'une pluviométrie faible (200 mm / an) et une évapotranspiration élevée (1550 mm / an), l'arbre se trouve presque continuellement en état de stress hydrique. De ce fait, une série d'adaptations l'aidant à survivre dans des conditions difficiles sont développées. Outre la puissance du système racinaire, elles intéressent la morphologie des feuilles (Tab. II) et la régulation stomatique (Figure 5).

Sous un climat aride contraignant, l'arbre conduit en pluvial développe des feuilles plus petites, plus épaisses et présentant moins de stomates et plus de trichomes. Cette stratégie adaptative pour faire face au déficit hydrique permanant est renforcée par une régulation stomatique édifiante qui change au niveau des saisons et à longueur de journée.

Tableau 2 : Caractéristiques morphologiques des feuilles de l'olivier Chemlali Sfax conduit en pluvial ou en irrigué. Les observations sont réalisées en moyenne sur 100 feuilles par parcelle (5 feuilles x 4 orientations x 5 oliviers).

Paramètres	Unité	Olivier irrigué	Olivier en pluvial
Surface foliaire	mm^2	458 ± 69	401,3± 54
Epaisseur du limbe	mm	0,426 ± 0, 11	0,455 ± 0, 07
Densité des stomates	stomates / mm^2	396 ±77	369 ±15
Longueur des stomates	µm	13,5 ± 3,1	12,6 ± 2,7
Densité des trichomes	trichome / mm^2	159,51 ± 30	163,9 ± 37
Diamètre des trichomes	µm	142,5 ± 19	139,4 ± 17
Rapport trichomes/stomates	-	0,40	0,44

Statistiquement, les différences signalées sont hautement significatives ($p < 0,001$) et semblent découler du stress hydrique permanent auquel sont soumis les arbres conduits en pluvial en comparaison à ceux irrigués.

- *La photosynthèse nette*

Activée par le rayonnement solaire, la photosynthèse permet à la plante de capter le CO_2 de l'atmosphère afin de synthétiser des glucides. Elle utilise une partie des radiations visibles du spectre lumineux dont les longueurs d'onde sont comprises entre 400 et 700 nanomètres. Le taux de l'assimilation nette du CO_2 varie selon le type photosynthétique des espèces (C3 ou C4) et leurs habitats naturels, le moment de la journée et la saison de croissance. Ces variations dépendent des caractéristiques végétales comme l'âge, la structure et l'exposition des feuilles, la densité et le comportement des stomates, le développement de la frondaison de l'arbre et l'abondance de ses réserves minérales et amylacées.

Par ailleurs, les facteurs de l'environnement comme l'intensité lumineuse, les températures, le vent, l'humidité atmosphérique, la disponibilité de l'eau dans le sol et la concentration atmosphérique en CO_2 jouent un rôle déterminant dans l'activité photosynthétique des plantes. En effet, les performances photosynthétiques sont fortement corrélées à la plus part de ces paramètres (Figure 6).

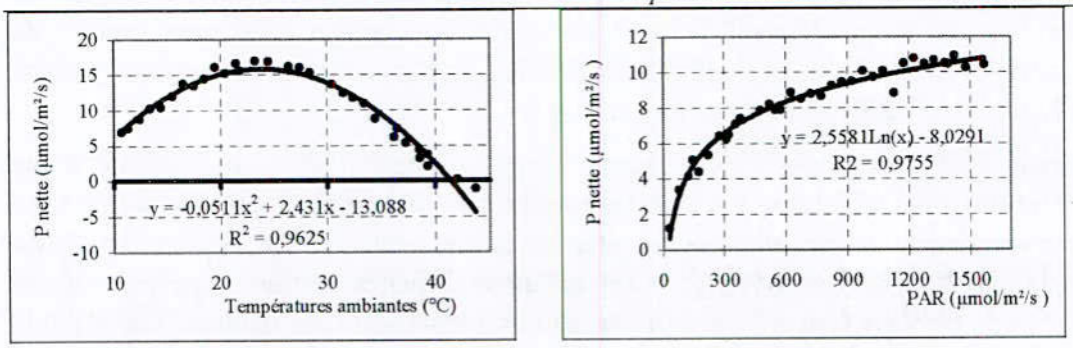
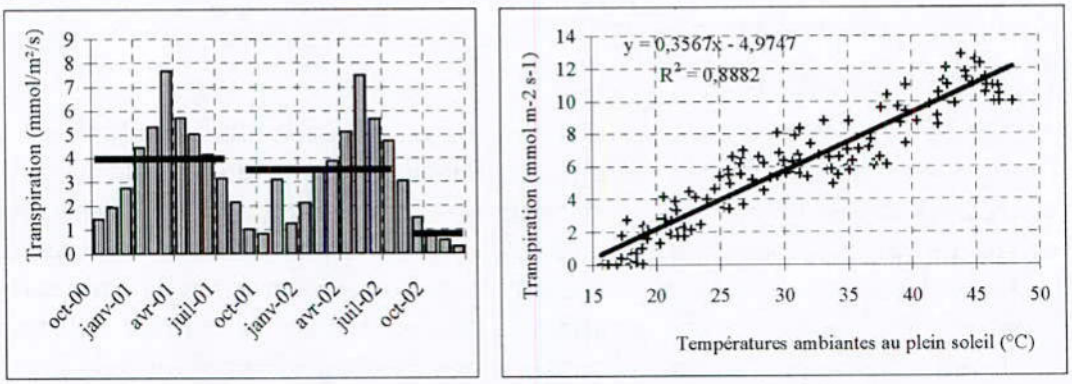


Figure 6 : Evolution de la photosynthèse nette en fonction du flux lumineux exprimé par le PAR (droite) et de la température ambiante (gauche) sur des feuilles d'un an de l'olivier Chemlali Sfax.

- *La transpiration*

Chez l'olivier conduit en pluvial, l'observation des données représentées sur la figure 7a montre que les moyennes annuelles de la transpiration sont égales à 4 mmol m^{-2} s^{-1} la première année et à 3,5 mmol m^{-2} s^{-1} la deuxième année. Il s'en suit qu'en présence de conditions hydriques légèrement déficitaires, l'amplitude de la transpiration chez l'olivier cultivé sur un sol sableux profond n'est que légèrement inférieure à celle des arbres conduits en irrigué (4 mmol m^{-2} s^{-1} contre 4,9 mmol m^{-2} s^{-1}, Ben Rouina *et al.* 2007). Cette activité transpiratoire presque normale chez la variété Chemlali Sfax témoigne d'un bon déroulement des mécanismes métaboliques de la plante et découle probablement d'une forte adaptation de cette variété aux conditions difficiles de son environnement cultural. Cette adaptation est due à un système racinaire très puissant qui cherche l'eau dans les couches les plus profondes du sol (Yankovitc et Berthelot, 1947 ; Ben Rouina et *al.* 1999), d'une régulation stomatique exemplaire (Centritto et *al.* 2005) et d'une adaptation morphologique de l'appareil végétatif caractérisé par des feuilles petites, ne présentant des stomates que sur leurs surfaces inférieures (Ben Rouina et *al.* 2006 a&b ; Ben Rouina et *al.* 2007).



Figures 7: Valeurs mensuelles de la transpiration chez l'olivier Chemlali Sfax conduit en culture pluviale en milieu aride (Figure 7a) et relation transpiration – températures ambiantes (Figure 7b).

Conclusions

En milieux arides et semi arides tunisiens, l'oléiculture est la seule composante agricole susceptible de valoriser les terrains dégradés et fragilisés par les interventions anarchiques de l'homme (dry farming, défrichement et surpâturage, utilisation abominable des

déchaumeuses à disques). Cependant, cet arbre si tolérant et remarquablement adapté à son environnement hostile se trouve confronté à un climat en mutation et de plus en plus capricieux.

L'analyse de quelques paramètres climatiques de la station du Chaâl située sous un climat aride, étage supérieur, appartenant au réseau de l'Institut National de la Météorologie durant la période 1952/2005 est riche d'enseignements. Elle montre que les températures sont en augmentation. La comparaison des deux périodes d'étude montre que les moyennes annuelles ont augmenté durant ce dernier quart de siècle de 1,6 °C. Cette augmentation a engendré un accroissement de l'ETP de 35 mm par degré Celsius, soit 56 mm au total, durant la même période.

Associés à une réduction des précipitations qui ont passé de 214,1 mm à 185,2 mm entre 1951/1980 et 1981/2005, ces modifications perceptibles du climat aride du Sud tunisien, ont rendu le milieu davantage peu propices à l'agriculture. Cela se traduit par des productions d'olives fluctuantes et très faibles aussi bien au niveau de l'arbre que par hectare.

Pour faire face à cet accroissement de l'aridité climatique doublée par celle édaphique, des mesures urgentes sont à entreprendre pour assurer la durabilité de l'écosystème qui ne cesse de se dégrader. Ces mesures doivent prendre en compte les atouts de la zone (diversité génétique, grande adaptation des variétés autochtones et savoir faire local prospère). En effet, pour développer l'oléiculture dans les régions arides, il y a lieu de rénover la plupart des oliveraies sénescentes dont la production est devenue souvent dérisoire, d'écarter les sols non propices à la culture, de réhabiliter les systèmes ancestraux de collecte de l'eau et de conservation du sol, de multiplier les variétés locales bien adaptées aux conditions contraignantes du milieu et de repenser les systèmes d'exploitation des plantations y compris le dry farming, les densités de plantation et l'espérance de vie des vergers.

Références

Abrol, Y. P. and Ingram, K. T. 1997. Ch 6. Les effets de la hausse des températures diurnes et nocturnes sur la croissance et les rendements de certaines plantes cultivées. p 68-88. In Changement du climat et production agricole. Eds F. Bazzaz and W. Sombroek. FAO.

Antognozzi, A., Famiani, F., Panelli, G. and Alfei, B. 1995. Frost resistance of some olive cultivars during the winter. Abstract in Olea 23: 39 - 40.

Ben Ahmed, Ch., Ben Rouina, B. and Boukhris, M. 2007. Effects of water deficit on olive trees cv. Chemlali under field conditions in arid region in Tunisia. Scientia Horticulturae 113: 267 - 277.

Ben Rouina, B. 1994. L'entretien des sols à olivier en milieu aride : Effets sur leurs propriétés hydriques et agronomiques. International Conference on Land and Water Resources Management. Eds WRC. CIHEAM/ IAM Bari (Italy) and IWRA. Vol. 2 : 543-558.

Ben Rouina, B. 1995. L'entretien des sols à olivier en milieu aride: Conséquences agronomiques et maîtrise par l'agriculteur. Cahier « Options méditerranéennes ». Vol 9 : 125-134.

Ben Rouina, B. 1998. Contribution à l'étude de l'effet du climat et du sol sur la croissance et la production de l'olivier «Chemlali de Sfax» planté en milieu aride. Mémoire de DEA en Ecologie générale, faculté des Sciences de Sfax. 76 p.

Ben Rouina, B., Taamallah, H. et Trigui, A. 1999. L'enracinement de l'olivier et ses variations en fonction de la nature du sol en milieu aride. Revue des Régions Arides. Numéro spécial : 182 – 190.

Ben Rouina, B., Ben Ahmed, Ch., Athar, HR. and Boukhris, M. 2006(e). Water relations, proline accumulation and photosynthetic activity in olive tree (Olea europaea L CV Chemlali) in response to salt stress. Pak. J. bot., 38(5) Special issue: 1397-1406.

Ben Rouina, B., Trigui, A., d'Andria, R., Boukhris, M. and Chaïeb M. 2007. Effects of water stress and soil type on photosynthesis, leaf water potential and yield of olive trees (*Olea europaea* L. cv Chemlali Sfax). Australian Journal of Experimental Agriculture. Volume 47(12).

Ben Rouina, B., Boukhris, M., Trigui, A., Jilani, S., Omri, A. et Jribi, A. 2004. Quelques aspects de la gestion de l'eau durant la sécheresse 2000 – 2002 en Tunisie aride. Revue des Régions Arides. Numéro spécial. Tome 2 : 503 – 511.

Costantini E.AC., Pellegrini, S., Vignozzi, N. and Barbetti, R. 2005. Micromorphological characterization and monitoring of internal drainage in soils of vineyards and olive groves in central Italy. Geoderma, Volume 131(3-4): 388-403.

Gálvez, M., Parra, N. and Navarro, C. 2004. Relating tree vigour to the soil and landscape characteristics of an olive orchard in a marly area of southern Spain. Scientia Horticulturae 101: 291–303.

Gargouri, K. & Mhiri A. 2002. Relationship between soil fertility and phosphorus and potassium nutrition of the olive in Tunisia. Options Méditerranéens. Series n° 50 : 227 - 230.

Hernandez A.J., Lacasta, C. and Pastor, J. 2005. Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard. Agricultural Water Management. Volume 77 (1-3): 232-248.

INM, 2006. Bulletins des données climatiques de l'Institut National de la Météorologie.

James, O. D., George, R. Mc and John, F. G. 1985. Modelling the thermal adaptability of the olive. Texas Agricult. Forest. Meteorol. 39: 309 - 327.

Kemper, W. D. and Rosenau, R. C. 1986. Aggregate stability of soils from western United States and Canada: Methods of soil analysis. Eds A. Klute. American Society of Agronomy. p 425 - 442.

Trigui, A. 1992. The thermal climate inside in olive tree crown and its near surroundings, in arid conditions". Proceedings of "Olive Oil Quality International Congress. (Firenze-Italy), 391 - 394.

Trigui, A. 1994. Le milieu édapho-climatique au Sud tunisien : caractéristiques et effets sur la production de l'olivier. Proc. International Conference on Land and Water Resources Management in the Mediterranean Region. Ed. WRC/CIHEAM, IWRA, Vol. III, p 845-860.

INFLUENCE DES CONDITIONS CLIMATIQUES SUR LA QUALITE DE L'EAU DU RESEAU DE DISTRIBUTION SOUTERRAINE

INFLUENCE OF CLIMATIC CONDITIONS ON WATER QUALITY IN THE UNDERGROUND NETWORK OF DISTRIBUTION

DOUANI M. - KOUADRI MOUSTEFAÏ S. – MAOUCHE W. - TAHAR DJEBBAR H.

Département de génie des procédés, Université Hassiba Ben Bouali, Chlef
Courriel : *douani_mustapha@yahoo.com*

Résumé

La disponibilité de l'eau potable continue à poser de graves problèmes à l'échelle nationale. Son transport par voie de conduite souterraine doit prévoir le respect des normes de potabilité, fixées par l'O.M.S., compte tenu de l'impact des variations climatiques extrêmes (Température, humidité de l'air et vitesse du vent, etc.) sur ses propriétés physicochimiques. L'augmentation de la température affecte la solubilité de produits gazeux et par conséquent toutes les chaînes de procédés de traitement (chloration, ozonisation) en sont altérées. Tout en supposant que le sol est un milieu isotrope, l'équation de chaleur ($2^{ème}$ loi de Fourier), en régime non stationnaire, pour différentes conditions aux limites a été résolue. Le programme de simulation a conduit aux résultats où les profils de température nous ont permis d'établir une corrélation entre la profondeur critique d'enfouissement de la conduite (Z_{cr}), la variation de l'intensité d'ensoleillement (G) durant les quatre saisons, la nature physique du sol (conductivité thermique, λ) et la variation de la qualité de l'eau laquelle est très affectée aussi bien par l'activité des microorganismes que par son acidité. Pour des raisons économiques, nous avons conclu que l'ensevelissement du réseau de distribution par l'empilement de matériaux moins conducteurs de chaleur est souvent indispensable à la préservation de la qualité de l'eau sortant de l'unité de traitement tout en évitant les conditions de sa congélation durant les saisons rigoureuses.

Mots clés : Conditions climatiques, profil de température, profondeur d'enfouissement, simulation.

Abstract: The availability of potable water continues to pose serious problems on the national scale. Its transport by way of underground network must envisage the respect of the drink ability norms, established by W.H.O., taking into account the impact of the extreme climatic variations (Temperature, air humidity and wind speed, etc.) on its physico-chemical properties. The temperature increase affects the solubility of gaseous products and consequently all the chains of treatment processes (chlorination, ozonization) are altered by it. While supposing that the ground is an isotropic medium, the heat equation (2^{nd} Fourier's law), in transient regime, for some boundary conditions, was solved. The simulation program led to the results where the temperature distributions enabled us to establish a correlation between the critical depth of the duct burying (Z_{Cr}), variation of the sunning intensity (G) during the four seasons, the ground physical nature (thermal conductivity, λ) and the variation of water quality which is very affected as well by the activity of the micro-organisms as by its acidity. For economic reasons, we concluded that the burying of the distribution network by materials with weak thermal

conductivity is often essential to the preservation of the quality of water leaving the treatment unit while avoiding its freezing point conditions during the rigorous seasons.

Key words : Climatic conditions, temperature distributions, burying depth, simulation.

1. Introduction

L'entartrage est l'accumulation, dans les canalisations d'eau douce, de dépôts suite à des réactions chimiques de précipitation favorisées le plus souvent par l'augmentation de la température. En général, la présence des ions Ca^{2+} et CO_3^{2-} constitue une des conditions de la cinétique chimique pour former l'édifice cristallin, lequel est de toute évidence, l'initiateur du processus de cristallisation suivant les réactions suivantes :

$$Mg^{2+} + 2OH^- \rightarrow Mg(OH)_2$$
$$Ca^{2+} + CO_3^{2-} \rightarrow CaCO_3$$

Naturellement, d'autres sels en proportions variables entrent dans la composition chimique du tartre. L'utilisation de l'eau naturelle dans l'alimentation des équipements de refroidissement conduit au colmatage des conduites dont les conséquences économiques sont difficiles à supporter. Afin de réduire l'impact des dépôts, on recourt aux méthodes de dépollution à la chaux, addition de tartrifuges, ainsi que les inhibiteurs phosphatés. De point de vue purement chimique, la réaction de précipitation de sels est particulièrement favorisée par l'augmentation de la température $(T = 40 - 50\,°C)$. Sous l'influence du dioxyde de carbone dissous dans l'eau, l'équilibre calco-carbonique peut être présenté par la réaction chimique (Cardot, 1999) :

$$CaCO_3 + H_2O + CO_2 \Leftrightarrow Ca(HCO_3)_2$$

dont la solubilité est de 14 mg/litre à pression atmosphérique. L'analyse par la microscopie électronique à balayage montre que le précipité se présente majoritairement sous forme d'aragonite à $T \geq 50\,°C$. Il est clair que la dissolution des gaz affecte directement la vie aquatique et que la solubilité des sels est dépendante directement de la température (Aboabboud et al., 2007). Etant assez exothermique, le phénomène de dissolution est défavorisé par l'augmentation de la température. En effet, la solubilité de l'oxygène se trouve réduite de moitié lorsque la température passe de 0°C à 30°C. Outre l'entartrage, la cinétique de la corrosion est également une fonction de l'activité bactérienne (ferro-bactéries, bactéries sulfato-réductrices) laquelle est particulièrement stimulée pour des températures $40 - 50\,°C$ (Tardat –Henry 1984). Pour ce qui concerne l'eau rafraîchissante, une température supérieure à 15°C est à l'origine de la croissance de microorganismes, d'algues qui pourraient affecter aussi bien la couleur, la turbidité que le goût de l'eau. L'analyse du phénomène d'entartrage nécessite l'étude de l'influence de la température sur l'activité des espèces ioniques présentes $\left[HCO_3^-, CO_3^{2-}, OH^-\right]$ dans la solution (Hadiouche et al., 2007 ; Hanafi et al., 2007).

2. Analyse thermique des interactions sol-milieu ambiant

En tenant compte des facteurs climatiques, les phénomènes de transfert thermique à travers les différentes couches de l'écorce terrestre sont, de toute évidence, régis par les lois de conduction thermique (2ème loi de Fourier) en régime non stationnaire. En effet, la modélisation mathématique serait davantage compliquée si on prend en considération l'impact du sol gelé,

sachant que les différents paramètres du modèle sont fonction explicite de la température, de l'humidité de la couche étudiée et de sa composition minéralogique. Afin d'alléger notre analyse, on émettra les hypothèses suivantes :

- Conduction unidirectionnelle et isotrope;
- Propriétés physiques indépendantes de la température ;
- Le sol n'est pas siège d'écoulement de fluides.

Naturellement, la variation de la température en tout point du sol est une fonction des variations climatiques de la région (vitesse du vent, humidité, intensité d'ensoleillement). Pour une région donnée, on observe que l'amplitude des variations saisonnières de la température du sol dépend plus de l'exposition au soleil que de l'altitude. Le flux énergétique associé à l'évaporation dépend des facteurs météorologiques et tout particulièrement de la température et de l'humidité de l'air. Pour se faire une idée nette sur la variation de la température dans le temps, nous nous sommes référés aux données établies par la station météorologique de l'aéroport de Mouafkia **[6]**, laquelle est située à une altitude de 143 mètres. Cette évolution présentant la variation annuelle de la température moyenne de l'air dans la ville de Chlef sur une période de 10 ans est illustrée à travers la figure 1.

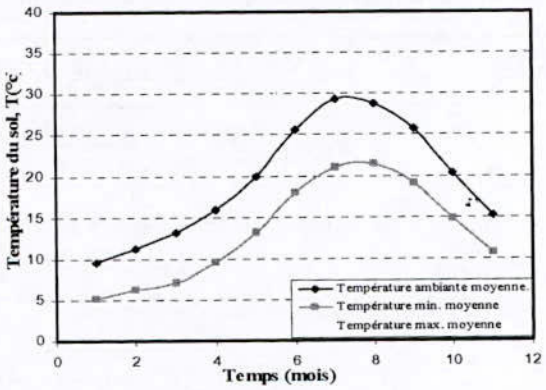


Figure 1 : Variation moyenne annuelle de la température à la surface du sol **[6].**

Pour analyser les phénomènes d'échanges thermique et hydraulique sol-air en régime stationnaire, Philipe et al., 1957 et Harlan, 1973 ont développé des théories tout en tenant compte de l'état du sol (non gelé et partiellement gelé). Toute la difficulté réside dans la détermination de certains paramètres. En remarquant la prédominance des transferts par conduction face aux autres modes d'échanges, ces modèles ont été simplifiés. En supposant que le sol est un milieu isotrope et que le transfert de chaleur est monodirectionnel, l'équation du modèle en régime transitoire dans le sol n'est autre que la 2ème loi de Fourier qui s'écrit comme suit :

$$\rho C_p \frac{\partial T}{\partial t} = \lambda \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} \qquad (1)$$

Où, λ représente la conductivité thermique du sol en $W/m°C$ et C_p sa chaleur spécifique pour un sol non gelé par unité de volume en $J/kg.°C$. Pour les sols partiellement gelés, cette dernière a pour expression Philipe et al., 1957:

$$\overline{\rho_{mouillé} C_p} = \rho_{sec} C_p + L_f \rho_{glace} \frac{\partial X_{glace}}{\partial t} \qquad (2)$$

Avec L_f la chaleur latente de fusion en J/kg, ρ_{glace}, la masse volumique de la glace en kg/m^3 et X_{glace} la teneur relative du sol en eau gelée. Dans la pratique, il y a des situations où des conduites transportant différents fluides (pour chauffer le sol dans les serres, pour dégager les pistes d'atterrissages des aéroports, etc.) sont enterrées. Ainsi la modélisation du transfert thermique dans ce cas permet de donner une réponse à un problème d'application important (Poggi, 1977 ; Soyer et al., 1988). La détermination du profil de température est obtenue par la résolution de l'équation aux dérivées partielles (E.D.P) couplée aux conditions aux limites régnant à la surface du sol. La description rigoureuse du phénomène laisse augurer trois conditions aux limites distinctes à la surface du sol:

- Température sinusoïdale ;
- Flux thermique constant ;
- Température constante.

En introduisant la diffusivité thermique du sol ($\alpha = \lambda/(\rho * C_P)$) et en adoptant le changement de variables suivant : $\theta = T - T_{amb}$ (3)

Les profils de température à travers les différentes strates du sol sont donnés par le tableau 1.

Tableau 1 : Profils de température pour un sol homogène et isotrope.

Conditions aux limites	Profils de température
$t = 0, \quad \forall z \geq 0 \quad \theta = 0$ $t > 0, \quad z = 0 \quad \theta = \cos(\omega t)$ $t \geq 0, \quad z \to \infty \quad \theta = 0$	$T = T0\left[1 + a\left[\exp(-\sqrt{\pi/(\tau\,\alpha)}\cos(\frac{2\pi}{\tau}t - Z\sqrt{\pi/(\tau\,\alpha)}\right]\right]$ $a = 0{,}15 \quad et \quad \tau = 24\ heures\ .$ ....(4)
$t = 0, \quad \forall z \geq 0 \quad \theta = 0$ $t > 0, \quad z = 0, \quad -\lambda\left(\frac{\partial\theta(z,t)}{\partial z}\right) = \Phi$ $t > 0, \quad z \to \infty \quad [\theta(z,t)]_{z\to\infty} = 0$	$T(z,t) = T_{amb} + \frac{\Phi}{\alpha^{1/2}} * \left[2\left(\frac{t}{\pi}\right)^{1/2}\exp\left(\frac{-z^2}{4\alpha t}\right) - \frac{z}{\sqrt{\alpha}}erfc\left(\frac{z}{2\sqrt{\alpha t}}\right)\right]$ (5)
$t = 0, \quad \forall z \geq 0 \quad \theta = 0$ $t > 0, \quad z = 0 \quad [\theta(z,t)]_{Z=0} = \theta_0$ $t > 0, \quad z \to \infty \quad [\theta(z,t)]_{z\to\infty} = 0$	$T(z,t) = T_{amb} + (T_0 - T_{amb}) * erfc\left(\frac{z}{2\sqrt{(\alpha * t)}}\right)$ (6)

3. Simulation des échanges thermiques avec la croûte terrestre.

L'analyse des profils de température du sol met en évidence l'effet des changements climatiques sur l'écoulement dans les conduites enfouies. Les analyses physiques et chimiques ont confirmé cet impact. Pour délimiter la profondeur d'enfouissement des canalisations de transport de l'eau maintenue fraîche $(4°C < T < 15°C)$, la simulation du phénomène de propagation de chaleur est un préalable sur la base du domaine de variation des grandeurs

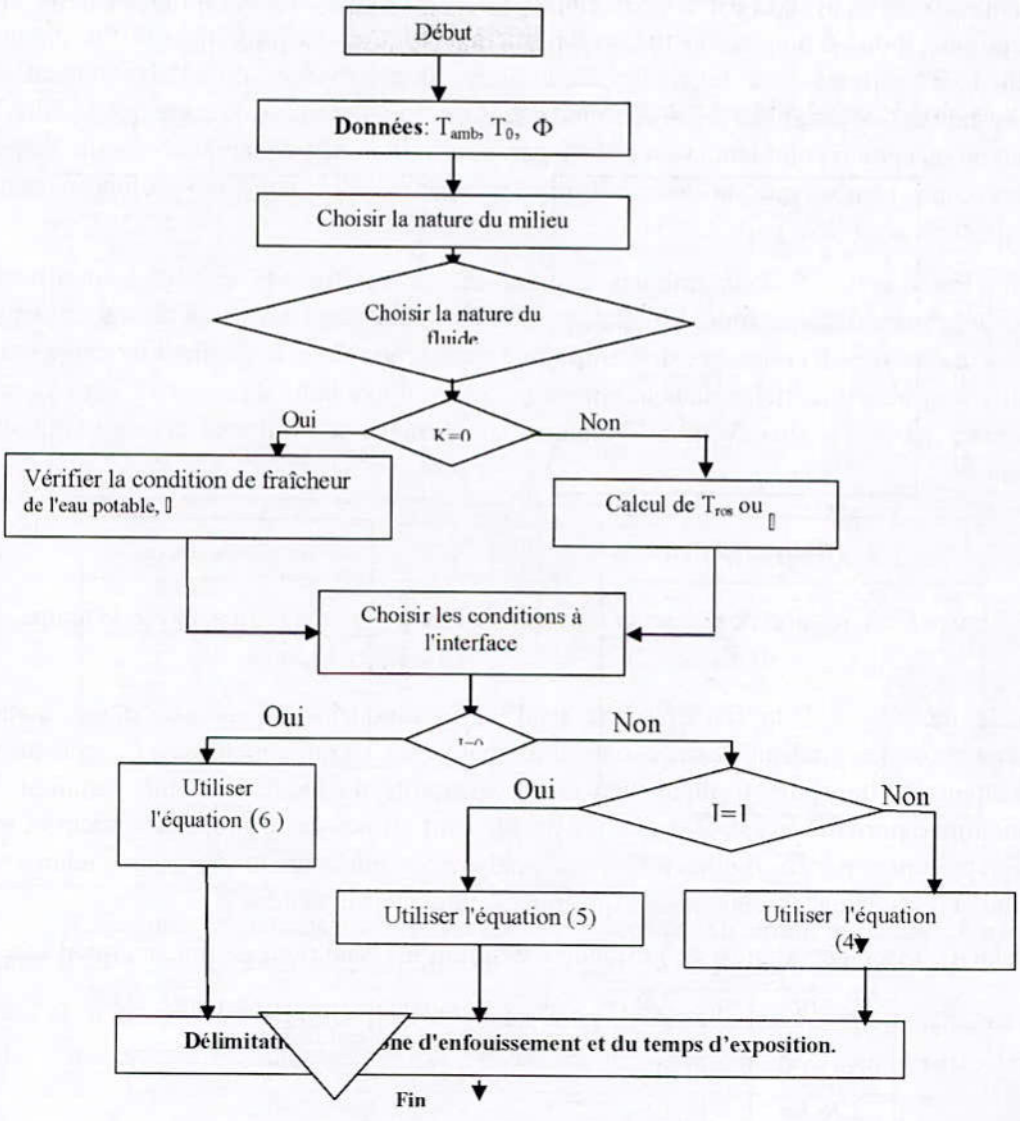
physiques caractéristiques du sol et des facteurs climatiques tout en utilisant l'organigramme de la figure 2.

4. Profil de température du sol et impact sur la sécurité de transport des fluides.

- ***1er cas : Variation sinusoïdale de la température en surface***

Les données météorologiques relatives à la région de Chlef (Algérie) **[6]** montrent que la variation diurne de l'intensité d'ensoleillement de la terre suit une loi quasi sinusoïdale. Naturellement, la période est prise comme donnée de référence soit 24 heures.

Figure 2 : Organigramme de calcul de la profondeur assurant la sécurité de transport du fluide



L'énergie solaire transmise à la surface terrestre par rayonnement est d'une intensité qui

avoisine le kilowatt par mètre carré. Pour dégager un aperçu sur son évolution diurne, nous avons présenté une courbe typique de la variation de la courbe typique de la variation de la densité du flux d'ensoleillement pour une journée standard durant la saison d'été sur la figure n°3 et ce pour latitude de 45° (Bouchekima et al., 2000). De toute évidence, l'effet des nuages n'a pas été pris en considération. Pour analyser l'impact de cette variation sur l'évolution de la température à différentes profondeurs de la croûte terrestre, nous avons résolu l'équation de chaleur en utilisant les conditions aux limites superficielles sinusoïdales. En étudiant l'évolution de la température en fonction de la profondeur dans le sol et avec le temps, nous l'avons faite varier durant une période de 24h et les résultats de simulation sont consignés dans la figure n°4. Il se dégage qu'à la profondeur $z = 0$, le profil a l'allure d'une courbe en cloche.

Cependant, pour des z croissants, on constate, un enchevêtrement des courbes et les résultats sont incompatibles avec la thermodynamique. En effet, l'augmentation progressive de flux de chaleur correspond à une augmentation de la température en surface, alors le flux thermique conductif est orienté vers le centre de la terre. Il est évident que l'abaissement de la température du sol contribue à l'inversion du sens du flux thermique de sorte que le bilan local est nul en un certain point lequel est obtenu par la résolution de l'équation ci-dessus. Il appert à travers cette courbe que la température des surfaces des couches profondes demeure pratiquement insensible pour $Z > 0{,}6$ m.

Il est clair que les flux thermiques alternativement positifs et négatifs s'amortissent et s'éteignent à une distance finie. En effet, tout flux est situé entre deux flux de signes contraires de sorte qu'avec la décroissance de l'amplitude en fonction de z, le gradient de température et les flux sont plus importants dans le voisinage de $z = 0$ que pour les $z = \infty$. C'est ce transfert inverse qui amortit le flux avant qu'il atteigne une distance de l'ordre de la longueur de l'onde thermique, k.

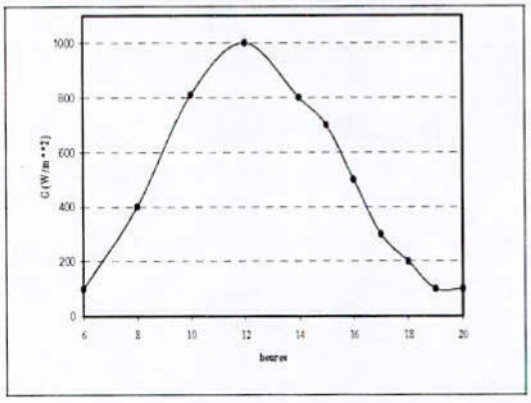


Figure 3 : Variation diurne de la densité du flux d'ensoleillement

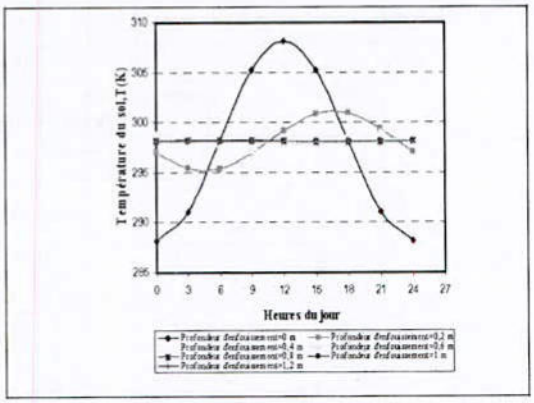


Figure 4 : Variation de la température des différentes couches du sol avec le temps

Les caractéristiques essentielles de ce phénomène diffusif est qu'il fait apparaître la longueur d'onde thermique k et la vitesse de phases v, lesquelles sont définies par les relations suivantes : $k = 2\pi\sqrt{\frac{2\alpha}{\omega}}$; $v = \sqrt{2\alpha\omega}$

Si la période est de 24heures, d'une semaine ou d'un mois et pour une eau saturée, à 25°C, la diffusivité thermique est de : $\alpha = 1{,}456\ 10^{-4}\ m^2/sec = 0{,}5242\ m^2/h$

d'où les valeurs des différents paramètres de propagation de chaleur pour certains cas réels se rapportant à des variations saisonnières de la température qui sont regroupés dans le tableau n°2. De tels résultats montrent que lorsque la région est soumise à une température sinusoïdale en surface avec des fréquences de plus en plus faibles, il est indispensable d'enfouir à des cavités de plus en plus profondes pour éviter toute altération à la qualité du produit transporté.

Tableau 2 : Caractéristiques physiques de propagation de l'onde thermique.

Période (heures)	Pulsation (h^{-1})	Longueur d'onde thermique, k(m).	Vitesse de phases, v (m/sec)
24	0,262	12,57	0,524
168	$3{,}74\ 10^{-2}$	33,27	0,198
720	$8{,}73\ 10^{-3}$	68,87	0,096

- ***2ème cas : Flux constant***

L'énergie solaire transmise à la surface terrestre par rayonnement est d'une intensité variable. Dans cette étude, nous nous sommes intéressés à analyser son impact le long de la journée. C'est ainsi que nous avons choisi des intervalles de 4 heures et d'étudier la variation du flux d'ensoleillement. En effet, des variations notables apparaissent dès les premières heures du jour et dans la même logique que dans les paragraphes précédents, nous avons tracé le profil de température à travers les figures 5a et 5b aussi bien en fonction de la profondeur qu'à différents flux thermiques.

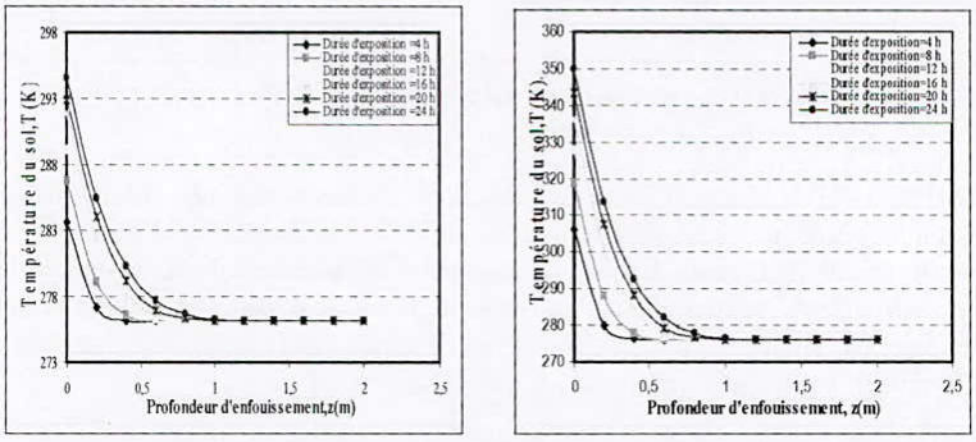


Figure 5 : Variation de la température des différentes couches du sol avec le temps à flux constant -a) =200 W/m^2 - b) =800 W/m^2.

Pour ce qui est des flux, on s'est contenté d'exploiter des valeurs réelles, établies par le service de la Météorologie de Chlef. On constate que les allures tendent vers un profil linéaire lorsque le temps tend vers l'infini pour obtenir un régime stationnaire. Néanmoins, il y a lieu de délimiter la profondeur optimale d'un transport sécurisé de tout aléa d'accident. Le tableau n°3

renferme les résultats relatifs aux profondeurs d'enfouissements optimales permettant l'approvisionnement en eau potable.

Tableau 3 : Plage de profondeur optimale pour le transport de l'eau fraîche à flux constant

Ø (W/m^2)	200	400	600	800	1000
z (m)	0,12≤ z ≤ 0,62	0,31≤ z≤ 0,73	0,44≤ z ≤0,84	0,45≤ z ≤0,84	0,52 ≤z ≤1,00

- **3ème cas : Température constante:**

Pour ce qui est de l'eau potable et afin d'assurer l'inhibition de la formation du dépôts soit par congélation ou soit par précipitation de calcaire et prolifération de bactéries, dans la conduite, il est impératif que la profondeur d'enfouissement vérifie la condition 4°C≤T≤ 15°C. Analytiquement, la profondeur de l'effet de peau, dans le sol, est estimée par :

Pour une période de 24 h : $z_{ef.p} = 2\sqrt{24 * 3{,}6\,10^{-3}} = 0{,}58$ m

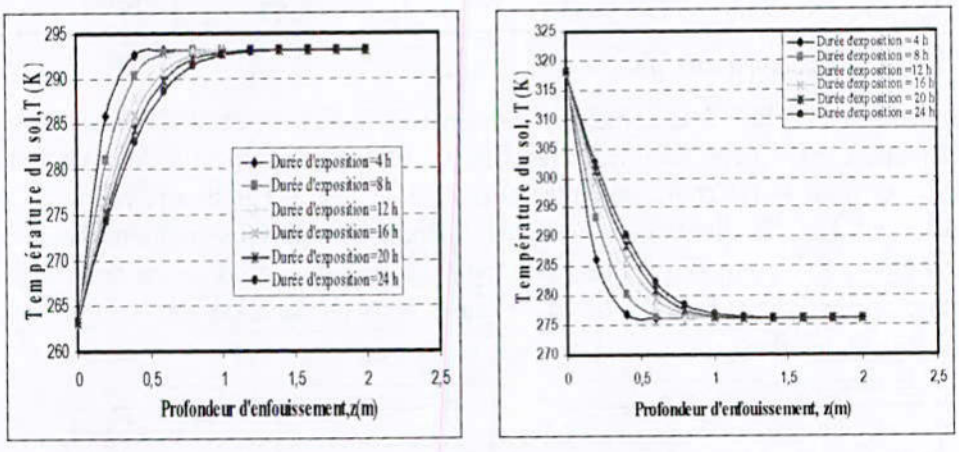


Figure 6 : Variation de la température des différentes couches du sol avec le temps.
-a) T_{superf} = 263,17 K. -b) T_{superf} = 318,13 K.

Au delà de $z_{ef.p}$, la fonction erfc tend asymptotiquement vers une allure plane de température où les gradients locaux sont infiniment petits, ce qui conditionne l'accélération de la cinétique de transport. Compte tenu de la sensibilité du modèle à toute variation de la température extérieure, il est clair que les profils sont affinés de sorte qu'ils gardent la même allure représentée par les figures n°6 et une analyse conduit à établir des plages relatives à la profondeur optimale d'enfouissement, qu'on présentera dans le tableau 4:

Tableau 4 : Plage de variation de profondeur assurant les conditions de fraîcheur de l'eau

T_{amb}(K)	T_{superf} (K)	Plage de variation de profondeur de sécurité pour l'eau fraîche (m).
293,15	263,17	$0{,}31 \leq z \leq 0{,}60$
276,15	318 ,15	$0{,}47 \leq z \leq 0{,}90$

On constate que le profil est affine et que toutes les allures peuvent être obtenues par une simple transformation par l'introduction d'une variable qui tiendrait compte de la profondeur

d'enfouissement et du temps d'exposition, à l'instar des profils de vitesses dans les couches limites hydrodynamiques.

5. Conclusion

Compte tenu de la complexité du problème de stockage et de transport de fluides à usage fréquent (domestique particulièrement), nous nous y sommes attelés à étudier l'influence des différents facteurs météorologique sur les conditions sécuritaires de l'usager. En effet, si l'eau potable est une denrée rare, sa qualité se trouve, de toute évidence, altérée par l'augmentation de la température. Ayant mis en évidence les phénomènes physico-chimiques qui sont favorisés par l'augmentation de la température et les difficultés de traitement physiques à basse température, nous avons pris en considération les grandeurs physiques :

- Température de congélation (0 °C) ;
- Température caractéristique de début de dépôt de calcaire ($\geq$ 45 °C) ;
- Fraîcheur de l'eau potable pour le consommateur, $4°C \leq T \leq 15°C$;

dans la délimitation de la profondeur d'enfouissement. Pour procéder à une analyse de l'impact du réchauffement de la surface du globe terrestre, un programme rédigé en langage Fortran nous a permis de calculer, en tout point du milieu traversé par la conduite, les profils de température en fonction aussi bien du temps que de la profondeur de propagation de la chaleur. Il s'est dégagé que les normes de potabilité de l'eau imposent des investigations sur l'impact de la température sur la qualité et la potabilité de l'eau. Dans ce sens, l'analyse a montré que pour :

- $T_{amb} = 293,15$, $T_{superf} = 263,17$ K, $0,31 \leq z \leq 0,60$ m.
- $\Phi = 800$ W/m^2, $T_{amb} = 276,15$K, $0,45 \leq z \leq 0,84$ m.

L'analyse des conditions sécurisantes de transport de l'eau fraîche via les conduites, tout particulièrement, le calcul de résistance de matériaux, doit tenir compte de la hauteur du lit de terre au dessus de la conduite. Cependant, les effets de corrosion par piqûres doivent être pris en considération dans la conception de réseaux tout en tenant compte des pertes de charges linéaires et singulières.

Nomenclature

C_p : Chaleur spécifique du sol non gelé par unité de masse *(J/kg.°C)* ; L_f : Chaleur latente de fusion (J/kg) et T : Température, (*K).* X_{glace} : Teneur relative du sol en eau gelée ; Z : Profondeur d'enfouissement de la conduite, *(m)* ; a : Amplitude de variation de température, *(--)* ; k : Longueur d'onde thermique, (m) et t : Temps d'exposition, *(h).*

Indices et exposants

Ef.p : Epaisseur de l'effet de peau (m) ; amb : Ambiant ; superf : superficiel.

Symboles grecs

α: Diffusivité thermique du sol (m^2/sec) ; τ: Période de variation de la température ambiante (h) ; ν : Vitesse de phases, (m/sec) ; Φ: Densité de flux thermique d'ensoleillement.(W/m^2) ; ω: Pulsation, (h^{-1}) ; θ : Ecart de température par rapport au milieu ambiant, (K) et ρ_{glace} : Masse volumique de la glace (kg/m^3)

Références

Cardot C., (1996). «*Génie de l'Environnement- Les traitements de l'eau, les procédés physicochimiques et biologiques, Equilibre calco-carbonique* ». Ellipses, Editions Marketing, Paris.

Aboabboud M. et Elmasallati S., (2007). "*Potable water production from seawater by the reverse osmosis technique in Libya.* Elsevier, Desalination 203, pp.119-133.

Tardat-Henry M. et Beaudry J.P., (1984). « *Chimie des Eau* ». Edition Le Griffon d'argile Inc, 1984.

Hadiouche D., Bourouina M. et Bourouina-Bacha S., (2007). "*Etude électrochimique de l'inhibition du procédé d'entartrage dans une eau de mer par l'acide hydroxy-2,Méthyl-4, Benzyl phosphonique (AHMBP)".* Communication aux 2éme journées de chimie, Ecole Militaire Polytechnique 26-27, mars 2007.

Hanafi Y., Khireddine H. et Elias A. (2007).*"L'eau et le phénomène d'entartrage''*,Communication aux 2ème Journées de chimie", Ecole Militaire Polytechnique 26-27, mars.

Recueil de données techniques des services de la Station de Météorologie de Chlef.

Philipe et De Vries., (1957) "*Moisture movement in porous materials under temperature gradients.*", Transactions of the American Geophysical Union, Vol. 38 n°2, Avril 1957, pp. 222-232.

Harlan R.L., (1973) ''*Analyse of coupled heat-fluid transport in partially frozen soil''*., Water Ressources Research, Vol.9, n°5, Octobre, pp.1314 -1323.

Poggi A., (1977). « *Introduction à la micrométéorologie, Transfert d'énergie atmosphère-sol* ». Edition Masson & Cie, pp. 148.

Soyer., I , Soulas., M et Hladik.,J., '' *Etude théorique et expérimentale d'un échangeur de chaleur enterré à évaporation directe pour une pompe à chaleur.*'' Rev. Entropie, n°145, 1988, pp.35-40

Bouchekima B., et al. " *Etude théorique et application pratique du distillateur solaire à film capillaire* «. Int. J. Therm. Sci., 39, 2000, pp. 442-459.

COMPARAISON DE LA VULNERABILITE SECTORIELLE DES BASSINS HYDRAULIQUES DU MAROC FACE AUX IMPACTS POSSIBLES DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

COMPARISON OF VULNERABILITY OF SECTORS OF HYDRAULIC BASINS OF MOROCCO TO IMPACTS OF CLIMATE CHANGE

H. SALAMA1, M.JALIL[2],L.ASMLAL3, M. TAHIRI1.

1:Faculté des Sciences, Université Hassan II-Aïn Chock, BP.5366 Mâarif, 20100 Casablanca.
salamahind@gmail.com
[2] : HYDRAUMET, Société de prestation Hydrauliques et Météorologique, Casablanca
3: Ecole Hassania des travaux publics, Km 7, Rte El Jadida, Casablanca Maroc

Résumé

L' étude de la vulnérabilité vis-à-vis des impacts possibles des changements climatiques est devenue un outil d'emploi fréquent pour informer les décideurs qui sont appelés à ordonner les priorités dans les plans d'action globaux et par conséquent anticiper tout déséquilibre dans les stratégies et les programmes tracés.

Au Maroc, l'étude da la vulnérabilité trouvera sa justification dans le niveau de développement du pays, d'une part et dans la liaison des activités motrices aux ressources en eau notamment l'agriculture d'autre part. L'étude des projections climatiques faites pour le Maroc en utilisant le modèle MAGICC/SCENGEN, fourni par l'IPCC a révélé une tendance à la réduction moyenne du volume annuel des précipitations de l'ordre de 4%, par rapport à l'année 2000. Des incertitudes subsistent certes, mais ces incertitudes ne doivent pas être prises comme un prétexte de ne pas anticiper un diagnostic sérieux de l'état des lieux, surtout pour un pays en développement tel le Maroc. Dans le présent travail nous avons essayé de comparer la vulnérabilité des bassins hydrauliques au Maroc vis-à-vis des impacts possibles des changements climatiques en se focalisant sur les secteurs qui semblent être les plus touchés par les impacts possibles des changement climatiques, notamment les ressources en eau et les activités qui y sont liées (l'AEP, l'usage industriel, le tourisme, l'hydro-électricité, l'irrigation irriguée), l'agriculture pluviale, la biodiversité et la santé. Une matrice de classement de vulnérabilité des bassins hydrauliques vis à vis des impacts possibles des changements climatiques a été établi afin. Les résultats tirés de la comparaison permettent de dresser un constat des lieus sur la situation actuelle st sur les prévisions des impacts des changements climatiques dans le futur.

Mots clés: Vulnérabilité sectorielle, changements climatiques, bassin hydraulique.

Abstract

The study of the vulnerability to impacts possible of climate change, became a frequent use tool to inform decision-makers who are called to order priorities in plans of action global and therefore to anticipate all unbalance in strategies and programs tracings. In Morocco, the study of the vulnerability will find its justification in the level of development of the country, on the one hand and in the motor activity link to resources in water notably

agriculture on the other hand. The climatic projection survey made for Morocco while using the MAGICC/SCENGEN model, (IPCC) revealed a tendency to the reduction of the mean yearly volume of precipitations of the order of 4%, in relation to the year 2000. Uncertainties certainly subsist, but these uncertainties must not be taken like a pretext not to anticipate a diagnosis serious of the place state, especially for a country in such development Morocco. In the present work we tried to compare the hydraulic basin vulnerability in Morocco to impacts possible of climat change. We focus on sectors that seem to be the more touched by the impacts possible of climate change, notably water resources and related activities(Drinking water , industrial use, tourism, hydro-electricity, irrigation), the rainfed agriculture, biodiversity and health. A matrix of ordering of hydraulic basin vulnerability lives to screw of impacts possible of climate change has been established in order to describe a real situation of basins and give previsions of impacts of climate change in the future.

Key words: vulnerability of sectors, climate change, hydraulic basin.

1. Introduction

Les projections faites pour le Maroc, en utilisant le modèle MAGICC/SCENGEN fourni par l'IPCC (Intergouvernemental Panel of Climate Change), ont révélé une tendance à la réduction moyenne du volume annuel des précipitations de l'ordre 4%, par rapport à l'année 2000 (MATHUE, 2001). La forte dépendance des secteurs socioéconomiques aux ressources en eau, fait d'une étude de vulnérabilité du Maroc face aux impacts possibles des changements climatiques une nécessité incontournable. En outre le niveau de développement du pays et la limitation des moyens obligent le manager à donner des ordres de priorité aux actions menées pour faire face, en fonction de la vulnérabilité des régions.

2. Concepts de la vulnérabilité

Les recherches dans le domaine de vulnérabilité trouvent leurs racines dans les sciences sociales, et plus particulièrement dans la littérature géographique. En effet, la vulnérabilité a été définie comme "un potentiel de perte" (Luers et col., 2003). Plusieurs sociologues ont adopté le terme de la "vulnérabilité" comme un moyen alternatif permettant de caractériser les dimensions de la pauvreté, non expliquée ordinairement par des indices monétaires (Alwang et col., 2001). Les sociologues discutent généralement "la vulnérabilité sociale" comme opposée de la "vulnérabilité économique", par exemple Loughhead et col., 2000, identifient les groupes vulnérables comme "les enfants sous risque", les femmes responsables des ménages...etc. La littérature économique conceptualise généralement la vulnérabilité comme l'issue d'un processus de réponse des ménages aux risques, sous des conditions données; les ménages vulnérables sont ceux qui évoluent ou susceptibles de se d'évoluer vers un état de pauvreté ou de pénurie, suite aux processus cumulatifs du risque et de réponse (Alwang et col., 2001).

Dans la littérature environnementale, le point focal de la discussion sur la vulnérabilité, est lié surtout à la vulnérabilité des espèces ou des écosystèmes aux dégâts (Alwang et col., 2001). Elle définie la vulnérabilité sur la base de la conséquence écologique, contrairement aux autres approches qui se focalisent essentiellement sur l'aspect humain.

Dans la littérature de nutrition, la vulnérabilité se réfère à la vulnérabilité nutritionnelle; généralement adoptée comme la probabilité d'une consommation alimentaire inadéquate pour vivre une vie normale et active. En Agriculture, la vulnérabilité est considérée comme une mesure influencée par la capacité de prendre des actions anticipatives, comme planter des variétés résistantes à la sécheresses, cultiver en alternance, chercher d'autres sources des revenues non agricoles...etc. (Reilly et col.,1999). La vulnérabilité dans le contexte du changement climatique, est une fonction de trois principaux paramètres : la sensibilité à la variabilité du climat présent, le risque d'un changement défavorable du climat et la capacité d'adaptation. Plusieurs impacts des changements climatiques sont incertains, la vulnérabilité est aussi incertaine et elle doit être prise comme un caractère dynamique plutôt que statique; influencé par des changements environnementaux et économiques à grande échelle (Leichenko et col., 2002).En somme, on peut dire qu'il n'existe pas une définition stricte de la vulnérabilité (Moss et col., 2001), elle doit être redéfinie continuellement dans le cadre de nouvelles recherches de chaque domaine, puisqu'elle s'examine différemment suivant le contexte (changement climatique, épidémiologie, zones côtières, systèmes alimentaires...etc). Mais dans touts les cas et dans tous les domaines, la vulnérabilité doit être prise, comme un processus où le contexte historique de l'environnement sociopolitique est exploitable, temporellement et spatialement, afin que les stratégies de réponse, dans le cadre du développement durable, puissent maintenir un répertoire riche des options politiques et sociales, et promouvoir ainsi des éléments de réponse capables de faire face à tout changement possible.

2. Quantification de la vulnérabilité

Pour se servir du concept de la vulnérabilité dans une politique guide, il est difficile, voire impossible de juger systématiquement la vulnérabilité relative d'un système par rapport à un autre, sans définir un critère permettant de justifier ce jugement (AmyL et col., 2003). Malgré les défis qui existent dans la quantification de la vulnérabilité, des approches quantitatives et pluridisciplinaires de l'évaluation de la vulnérabilité ont été développées pour évaluer l'interaction entre les conditions socioéconomiques et les changements environnementaux (Moss et col., 2001). L'analyseur doit donc définir les critères d'estimation de la vulnérabilité, qui sont d'ailleurs critiques dans plusieurs sens (UNEP, 2001).

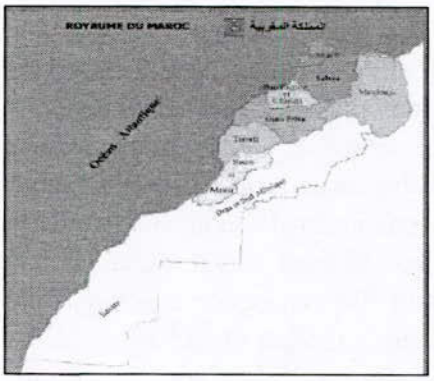


Figure 1 : Bassins hydrauliques du Maroc

4. Zone d'étude

La loi 10-95 a fait le partage du Maroc en bassins hydrauliques régionaux qui permet de quantifier les capacités de chaque zone en ressources hydriques. L'étude menée cherche à comparer la vulnérabilité de ces bassins hydrauliques en ciblant des indicateurs pour les secteurs qui semblent être les plus touchés, directement ou indirectement, par les changements climatiques.

a. Les ressources en eau au Maroc

Les ressources en eau au Maroc se caractérisent par une inégale répartition à travers le pays, et se montrent en net déséquilibre. Par ailleurs, les données montrent que touts les bassins sont déjà menacés par des problèmes, de quantité et de qualité pouvant être accentués par les impacts possibles des changements climatiques

i. Bilan quantitatif et qualitatif

Bien que doté d'une situation géographique favorable à l'extrême nord-ouest de l'Afrique, le Maroc reste un pays à climat essentiellement semi-aride à aride dans la majeure partie de son territoire. Le régime des précipitations est caractérisé par une grande variabilité temporelle et spatiale. Ce régime varie d'une région à l'autre tout en restant dominé par une forte irrégularité dans le temps inter et intra annuelle. L'alternance d'épisodes de sécheresse et de forte hydraulicité est un caractère de plus en plus marquant des régimes climatiques et hydrologiques du pays (PNUD 1998) .Cet état fait que certains bassins sont excédentaires et d'autres sont déficitaires (tableau1).

Tableau 1: Bilan des ressources en eau (en Mm3/an) par bassin en 2002

Bassin	Mobilisation	Emploi	Bilan
Loukkos	1060	655	+405
Moulouya	1230	1292	-62
Sebou	4080	2294	+1786
Bouregreg	495	570	-75
Oum Rabii	3590	3197	+393
Tensift	1247	1297	-50
Souss-Massa	1015	1073	-58
Sud-Atlas	970	1121	-151

Source : Bzioui, 2004

Le bilan quantitatif positif de certains bassins ne justifie pas la non vulnérabilité, puisqu'ils sont sujets aux problèmes de qualité comme il est indiqué dans le tableau 2.

A la lumière de ces données, on constate que la comparaison de la vulnérabilité des ressources en eau entre les bassins hydrauliques, reste une tâche relativement délicate, Puisque celle-ci est conditionnée par la combinaison de plusieurs facteurs, en l'occurrence la disponibilité des ressources en eau de surface et/ou souterraine, la qualité des eaux, le mode de gestion et d'exploitation...etc. Dans certains bassins, par exemple, on se retrouve avec des ressources en eau de surface abondantes mais de qualité mauvaise, c'est l'exemple du bassin de Sebou, et du bassin de Loukkos, ou bien avec une qualité bonne des eaux mais une rareté des ressources en eau, le bassin Bouregreg par exemple. Des bassins avec un risques de déficit à cause de la surexploitation (bassin Oum Rabii); Autrement dit, il est difficile de trancher dans la priorité de la vulnérabilité puisque les critères d'évaluation ne sont pas quantifiables et surtout pas homogènes. Le mode de gestion est aussi très important dans cette question d'évaluation de la vulnérabilité. En outre, le manque d'informations, au moins qualitatives, concernant les capacités adaptatives et les adaptations de chaque bassin face aux problèmes liés aux impacts des changements climatiques, notamment la sécheresse, complique davantage l'évaluation de la vulnérabilité et sa comparaison entre les bassins.

Tableau 2 : Les indicateurs de la qualité des eaux au Maroc

Cours d'eau	Indicateurs de la qualité d'eau	Qualité	Nappe	Indicateurs de la qualité des eaux souterraines
Haut Sebou, Haut Beht, Ouergha, Mikkès El Abid, Tessaout, Lacu et amont Martil Bouregreg amont et affluents Amont Loukkos Affluents de l'oued Tensift Moulouya, Za (Amont Taourirt) Guir et Rheris Affluents de l'oued Massa Issen, Tamri, Souss amont	O2 > 5 mg/l DBO5 < 5 mg/l DCO < 35 mg/l NH4+ < 0,5 mg/l PT < 0,3 mg/l CF < 200/100 ml	BONNE	Beni Moussa (Est) Côt. Médit. (amont Nappe du Rmel Haouz (partie sud) Triffa (S.E. Berkane) Gharb	Cond. < 1 300 µs/cm NO3 < 25 mg/l Cl- < 300 mg/l MO < 5 mg/l NH4+ < 0,5 mg/l CF < 2 000/100 ml
Zat Tensift aval Massa aval Loukkos aval Oum Er Rbia (entre confluence Dzy et Tessaout) Nekor	3 < O2 < 5 mg/l 5 < DBO5 <10 mg/l 35 < DCO < 40 mg/l 0,5 < NH4+ < 2 mg/l 0,3 < PT < 0,5 mg/l CF < 20 000/100 ml	Moyenne	Fès - Meknes Gharb (S.Kacem) Mamora R'mel (zone côtière) Charf El Akab, Martil Haouz, La Bahira Chtouka Errachidia Guercif Angads (N.O. Oujda)	1300 < Cond < 2700 µs/cm 25 < NO3- < 50 mg/l 0,5 < NH4+ < 2 mg/l 300 < Cl- < 750 mg/l 5 < MO < 8 mg/l CF < 20 000/100 ml
Moyen Sebou (entre confluence Inaouène et Ouergha) Cours moyen du Tensift Rdat Souss aval	O2 < 1 mg/l 10 < DBO5 < 25 mg/l 40 < DCO < 80 mg/l 2 < NH4+ < 8 mg/l 0,3 < PT< 0,5 mg/l	Mauvaise	Ksob Haouz (N.Marrakech) Abda Doukkala Triffa (N. Berkane) Angads (N. O. Oujda)	750 < Cl- < 1 000 mg/l 2 700 < Cond < 3 00µs/cm 50 < NO3- < 100 mg/l CF > 20 000/100 ml MO > 8 mg/l 2 < NH4+ < 8 mg/l
Sebou aval Fes Aval R'dom et Beht Oum Er Rbia moyen Martil aval Isly aval	O2 < 1 mg/l DBO5 > 25 mg/l DCO > 80 mg/l NH4+ > 8 mg/l PT> 8 mg/l	Très mauvaise	Kert, Gareb, Bou Areg Tadla (ouest) Gharb par endroit Bernechid, Chaouia côt	Cl- : > 1 000 mg/l Cond : > 3 000 µs/cm NO3- : > 100 mg/l Tafilalet MO : > 8 mg/l NH4+ : > 8 mg/l CF : > 20 000/100 ml

Source : DGH

Donc devant ces nuances, on a essayé d'aborder cette question de vulnérabilité des ressources en eau à travers l'étude de la vulnérabilité des usages de l'eau dans chaque bassin. L'étude a été focalisée sur les principales activités liées directement aux ressources en eau: l'alimentation en eau potable (AEP), l'usage industriel, le tourisme, l'hydro-électricité et l'irrigation. En se basant sur l'importance de l'activité pour chaque bassin et l'état de criticité du bassin en matière de disponibilité de l'eau nous avons essayé de donner des priorités aux bassins en terme de la vulnérabilité au pénurie d'eau.

- *Les usages d'eau*

L'alimentation en eau potable et industrielle (AEP):

La figure 2 représente la demande en eau potable et industrielle de chaque bassin hydraulique.

D'après la figure 2, on remarque que le bassin Bouregreg s'octroie la part la plus importante (32%), suivi par le bassin de Sebou (21%), Loukkos (12%) et Oum Rabii(11%), la consommation des autres bassins est relativement faible. Ces parts sont plus ou moins corrélables à la densité de la population et le niveau industriel de chaque bassin

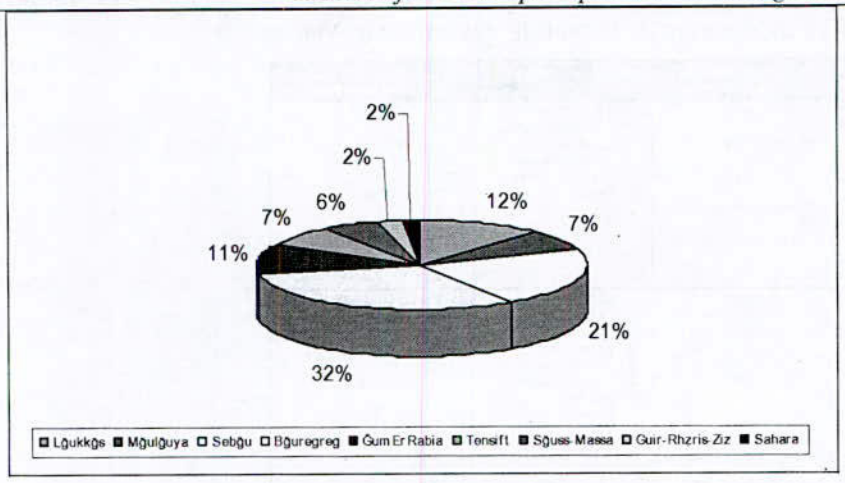


Figure 2: La demande en eau potable et industrielle par bassin en 2003

- *La population*

La Figure 3 montre que les bassins Sebou, Bouregreg et OumRabii concentrent la population la plus importante.

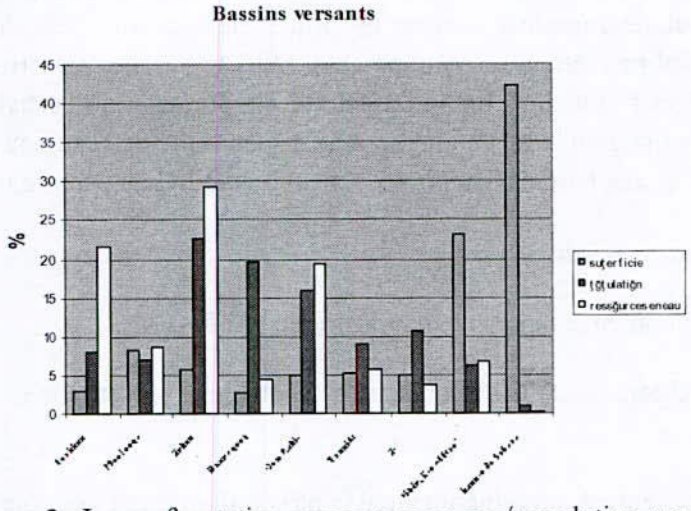


Figure 3 : La confrontation ressources en eau/population par bassin hydraulique au Maroc

L'analyse de la figure 3 montre un net déséquilibre: par exemple le bassin Loukkos concentre à peu prés le même nombre de population (8%), que le bassin Tensift (9%), or les ressources mobilisées dans le premier bassin représente 4 fois les ressources mobilisées dans le deuxième, et 6 fois les ressources mobilisées dans le bassin Souss, qui concentre à lui seul 10% de la population nationale. Pour le bassin Bouregreg la Situation est beaucoup plus critique, puisqu'il concentre 19.7%, et il ne bénéficie que de 4.4% des ressources mobilisées à l'échelle du Maroc. Les autres bassins sont relativement en équilibre.

- *L'usage industriel*

Le secteur industriel est vulnérable aux changements climatiques, à travers sa dépendance en ressources en eau utilisées (eaux de process, chaudières, tours de refroidissement...etc.). D'autre part le type d'industrie pourrait influencer cette vulnérabilité, notamment pour les industries agroalimentaires, qui pourraient être touchés davantage à travers leur dépendance en matières premières agricoles, dont la production est vulnérable à son tour aux aléas climatiques. Au Maroc l'industrie se caractérise par une concentration dans le bassin Bouregreg qui concentre à lui seul près de 60% des unités industrielles (figure 4).

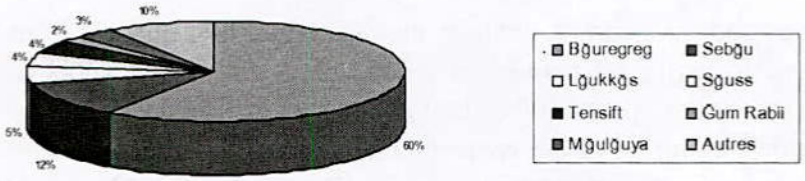


Figure 4 : Répartition des industries par bassin hydraulique

Cependant cette concentration ne doit pas être prise comme le seul critère de comparaison de la vulnérabilité du secteur industriel, puisque la consommation en eau des industries diffère suivant: le type d'industrie, l'emplacement géographique permettant d'utiliser des ressources alternatives (zone côtière, centre...etc.) et la répartition des industries au sein de la région. Le tableau 3 montre l'utilisation des ressources en eau dans les régions les plus industrialisées au Maroc; il montre également les origines d'eau utilisée pour le secteur industriel pour chaque wilaya et province.

Tableau 3 : Utilisation de l'eau dans le secteur industriel par wilaya et province

Ville	Eau Potable		Eau de forage		Eaux superficielles		Eau de mer		Totaux	
	10m3	%	10m3	%	10m3	%	10m3	%	10m3	%
El Jadida	17290	1.59	20	0	0	0	500000	45.93	517320	47.52
Safi	570	0.05	260	0.02	146500	13.46	372300	34.2	519620	47.54
Casa	14060	1.29	990	0.09	0	0	3500	0.36	17990	1.65
Mohammedia	1500	0.14	200	0.02	0	0	0	0	2470	0.23
Kenitra	1210	0.11	570	0.05	750	0.07	0	0	2530	0.23
Fès	1560	0.14	860	0.08	0	0	0	0	2420	0.22
Mekhnès	800	0.07	900	0.08	300	0.03	0	0	2000	0.18
Marrakech	1340	0.14	460	0.04	0	0	0	0	1800	0.17
Agadir	1230	0.11	420	0.04	0	0	0	0	1640	0.15
Tanger	1480	0.14	110	0.01	0	0	0	0	1590	0.15
Autres	6380	0.59	6670	0.61	5020	0.46	1310	0.12	19160	1.76
total	47410	4.36	11450	1.05	152570	14.02	877110	80.58	1088540	100

Source : Département de l'Industrie et du Commerce, 1994

L'analyse du tableau 3 montre que les régions du littoral Atlantique, notamment El Jadida, Safi (bassin Oum Rabii), Casa Mohammedia (bassin Bouregreg), utilisent les parts les plus importantes de l'eau utilisée par le secteur industriel à l'échelle nationale. Cette consommation dépend de l'eau de mer par: 72% pour Safi, 97% pour El Jadida, alors que mais pour Casablanca n'est dépendante que par 17.9%, et à peu près 78% de l'eau mobilisée pour l'usage industriel vient de l'eau potable, contre 3.3%pour El Jadida et 0.1% pour Safi. En conséquence, la vulnérabilité doit être analysée à travers la dépendance de la consommation industrielle en eau disponible, autre que l'eau de la mer, d'une part, et de la contribution du secteur industriel dans l'économie de la région.

Le problème pourrait se poser aussi pour les régions relativement peu industrialisées, se trouvant dans des étages climatiques défavorables, et désirant faire une transition économique permettant de surmonter les défis de la dépendance des secteurs de base, en l'occurrence l'agriculture, aux aléas climatiques. C'est le cas par exemple de Marrakech (Bassin Tensift) et Agadir (Bassin Souss). On constate donc que l'usage de l'alimentation en eau potable et industriel serait plus menacé dans le bassin Bouregreg puisqu'il concentre la population la plus importante et le nombre le plus important des unités industrielles consommatrices d'eau potable.

- *Tourisme*

Le Maroc possède des atouts naturels et historiques très importants et un patrimoine culturel riche diversifié, lui permettant d'être une destination de choix pour les touristes internationaux (Brault et col., 2004). Le tourisme est une source ne devise très importante pour le Maroc, surtout en ce qui concerne l'économie. Les touristes utilisent typiquement plus d'eau par rapport aux habitants locaux (Kent et col., 2002). En Méditerranée, un touriste vivant à l'hôtel consomme trois fois plus d'eau par jour qu'un habitant local, entre 300 et 850 litres d'eau par jour pendant l'été. D'autre part, les activité annexes: piscines, pelouses verdoyantes et terrains de golf demandent également une part non négligeable d'eau pour leur maintenance et entretien. Un green de 50 et 150 hectares, a besoin de 1million de m^3 d'eau par an, soit l'équivalent de la consommation d'eau pour une ville de 12 000 habitants (Brault et col., 2004). A Agadir par exemple, une station touristique orientée vers le tourisme de séjour utilise (48%) pour les chambres, 14% pour les cuisines et les bars, 16% pour les espaces verts, les piscines et les terrains de sport (16%). cette situation générale varie selon le type, la taille et la situation des établissements hôteliers (Elmahdade, 1993).

- *Concentration de l'industrie touristique*

La figure 5 présente les parts des bassins hydrauliques dans les nuitées touristiques en 1997.

D'après la figure 5, on remarque que les bassins Souss Massa et Tensift constituent les principaux pôles d'attraction touristique au Maroc. En relation avec la situation de déficit de ces bassins, on peut dire que l'industrie touristique serait menacée par les variations probables des ressources en eau. Mais l'impact de déficit en eau sur l'industrie touristique à Souss, et plus accentué à Agadir, peut être atténué par le recours au dessalement de l'eau de mer. Le problème de la vulnérabilité au niveau du bassin Tensift n'est guère différent. En effet, 46% de touristes étrangers visitent Marrakech et on estime que le nombre de visiteurs locaux est encore plus important (un marocain sur 4 visite Marrakech une fois par an)

- ***Energie hydroélectrique***

Les usines associées aux barrages permettent une production énergétique moyenne de plus 2.000 Millions de kWH en année d'hydraulicité moyenne (Bzioui, 2004) L'économie de combustible qui pourrait être réalisée, si les conditions hydrologiques sont favorables, traduite en importation équivalente de fuel, est estimée à près de 700.000 tonnes de fuel/an. Mais la production moyenne réalisée au cours des vingt dernières années n'est estimée qu'à 1000 millions de kWH, soit l'équivalent de 50% de la production escomptée. C'est le

résultat des fluctuations significatives enregistrées pendant cette période en terme d'apport d'eau.

- *Production d'énergie électrique par bassin*

La figure 6 présente la contribution da chaque bassin dans la production électrique.

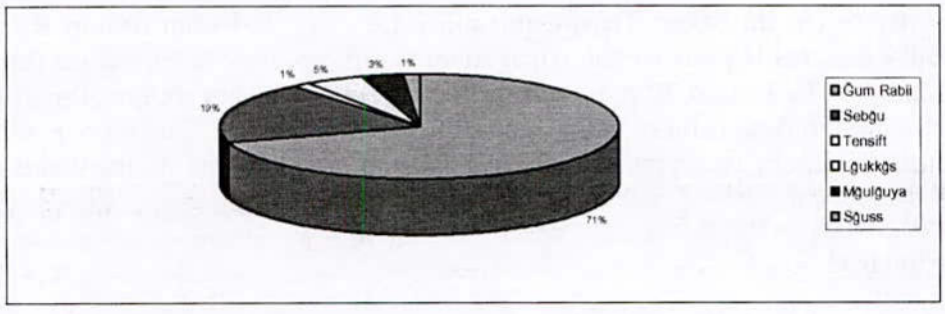


Figure 6 : Contribution des bassins dans la production nette d'électricité 1997

D'après la figure 6, on remarque que le bassin d'Oum Rabii se classe en premier rang dans la production de l'énergie hydroélectrique (71%). À part la contribution du bassin de Sebou qui reste relativement modérée (19%), les autres contributions sont relativement faibles. Le bassin Oum Rabii est actuellement en état de mobilisation de toutes ses ressources en eau. Toute éventuelle réduction future de ces ressources en eau aurait un effet direct et conséquent sur la production d'électricité.

- *L'irrigation*

L'irrigation au Maroc constitue le secteur fondamental d'affectation de l'eau avec une grande disparité interrégionale (SNAT 2000). La part de chaque bassin dans l'eau mobilisée pour l'irrigation, est fonction de plusieurs facteurs notamment: le climat, la nature de semence, la reproductibilité du sol...etc. La figure 7 montre la consommation en eau, ainsi que les superficies irriguées dans chaque bassin versant.

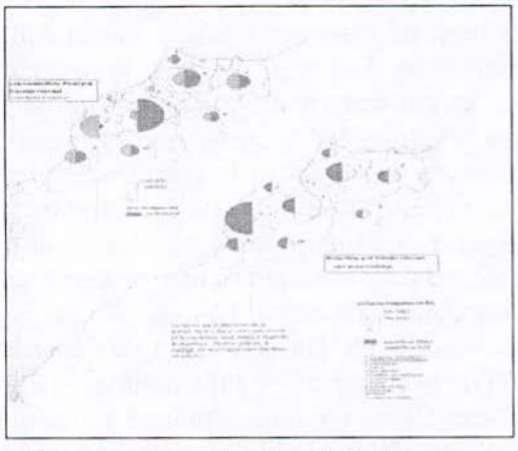


Figure 7: consommation d'eau d'irrigation par bassin hydraulique: Source:[SNAT, 2000]

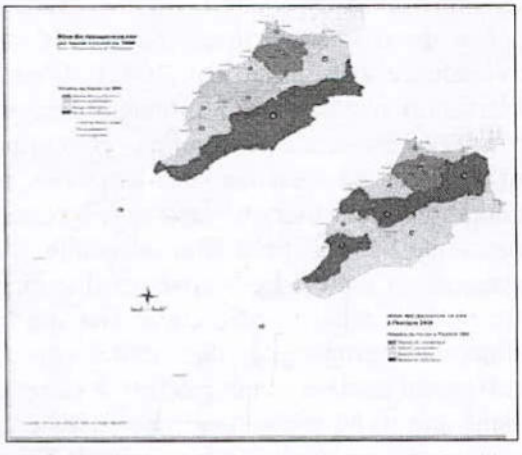


Figure 8 : Bilan et projections du bilan par bassin hydraulique. Source: [HAMMADI, N. 2005]

D'après la figure 7, on remarque que les bassins Oum Rabii, Sebou et Tensift, constituent les bassins les plus consommateurs d'eau d'irrigation. Ils regroupent les superficies irriguées les plus importantes (Bzioui M. 2004). Les régions qui disposent d'un rapport surface

irriguée/SAU(Surface Agricole Utile) sont celles dont la vulnérabilité à la sécheresse est plus atténuée, par contre les régions où la SAU irriguée est minime sont particulièrement exposées au stress hydrique (SNAT. 2000]). Mais la question critique qui se pose:"dans quel bassin l'agriculture irriguée serait plus vulnérable?" Puisque on ne peut pas se baser seulement sur la part des superficies irriguées dans la SAU pour juger la vulnérabilité à la sécheresse, mais aussi sur la provenance des eaux utilisées pour l'irrigation, et/ou sur les perspectives de la disponibilité de ces ressources en eau dans le bassin. A titre d'exemple, on peut citer le cas du bassin Tensift qui utilise les eaux du bassin d'Oum Rabii pour couvrir 60% des ses besoins en eau d'irrigation. Les projections faites sur les ressources eau au Maroc à l'horizon 2020 prédisent un déficit pour le bassin d'Oum Rbii (figure8), dans quelle mesure donc celui-ci va pouvoir alimenter le bassin de Tensift pour subvenir à ses besoins de plus en plus grandissants? Par ailleurs une politique de meilleure gestion s'impose

b. La biodiversité

La grande diversité des caractéristiques physiques de l'habitat, n'est pas sans se traduire par une diversité également remarquable des écosystèmes, aussi bien par leur composante végétale qu'animale. Le Maroc est parmi les cinq premiers pays floristiquement les plus riches à l'échelle du Bassin Méditerranéen (FENNANE, 2004), il englobe une variété riche des écosystèmes (montagnes, zones humides, écosystèmes sahariens, forêt...etc.) qui abritent des espèces rares et endémiques (Etude Nationale sur la Biodiversité 2001). L'étude de la répartition de ces différents types d'écosystèmes montre que chaque bassin possède une particularité qui la distingue des autres. La comparaison de leur vulnérabilité vis-à-vis des changements globaux, y compris climatiques, reste une tâche difficile voire impossible sans une base solide de données. Par exemple, on ne peut pas comparer la vulnérabilité de la biodiversité du bassin de Sebou qui se caractérise par le nombre le plus important des zones humides, à celle du bassin de Moulouya qui se caractérise par des écosystèmes arides (Sebkha, Oasis..)!. Chaque écosystème a un seuil de sensibilité et d'adaptation. Il a été postulé que les écosystèmes généralement fragmentés, tels que la forêt, les eaux douces, et les prairies non développées et caractérisés par une lente dynamique, se révèlent plus limités en terme de réponse vis des changements climatiques à cause de la configuration spatiale de l'habitat, contrairement aux écosystèmes côtiers qui sont moins susceptibles à la fragmentation causée par l'homme, grâce au développement d'une forte mobilité. Les espèces de marais et des écosystèmes chauds ont été supposées d'une vulnérabilité intermédiaire (Opdam et col 2003). D'autre part il ne faut pas négliger la question d'adaptation physiologique probable des espèces, et qui reste une clé déterminant de la réponse des espèces aux variations climatiques. En effet il a été démontré que des espèces sont capables de s'adapter aux variations progressives du climat mais que, c'est surtout l'adaptation aux variations rapides qui restent incertaines (Opdam et col, 2002). En outre un écosystème est constitué d'un ensemble des espèces liées entre elles par des relations trophiques et autres. Les capacités d'adaptation de celles-ci différent d'une espèce à une autre rendant ainsi la prédiction d'un impact bien défini une tâche difficile. Donc, c'est surtout "l'hétérogénéité des unités de comparaison" et l'insuffisance de données relativement anciennes qui rendent la comparaison de la vulnérabilité de la biodiversité des bassins une tâche nécessitant une analyse laborieuse. Chose qui nous a poussé à exploiter les résultats de L'étude Nationale sur la Biodiversité au Maroc (1997). Pour avoir une idée sur la sensibilité des écosystèmes vis-à-vis des changements globaux, on peut se baser sur le fait que la réponse de plusieurs espèces aux changements climatiques serait influencée par la fragmentation d'habitat (Opdam et col, 2003). Dans l'étude en question le groupe du travail a fait un classement des écosystèmes prioritaires pour y localiser un SIBE (Sites

d'Intérêt Biologique et Ecologique); Cette sélection s'est fondée sur deux champs de critères successifs, l'un permettant de juger da la qualité globale (représentativité); l'autre, la situation d'urgence (évolution). Les écosystèmes de faible représentativité (souvent moyennement dégradés) au sein d'une zone biogéographique, pourront ainsi être sélectionnés car ils se trouvent dans une phase très critique pour leur survie et réclament des mesures d'urgence. Les résultats de cette étude nous ont amené à grouper les sites en trois groupes en fonction de l'ordre de priorité : 3, 2 et 1. La représentation de ces sites sur une carte nous a permis de dégager les points suivants :

- Grâce à son étendue et surtout son climat, le bassin Sebou se caractérise par la concentration d'un nombre d'écosystèmes, surtout des zones humides, le plus important.
- Les sites nécessiteux d'intervention urgente se concentrent surtout dans le bassin de Sebou, sans exclure quelques sites dans d'autres bassins.
- Les écosystèmes forestiers d'ordre "3" se localisent dans le bassin de Loukkos, et Sebou.

- *L'agriculture pluviale*

L'agriculture est sensible aux conditions climatiques et elle semble être l'activité la plus touchée par le changement global du climat (Smit, 2001). L'agriculture au Maroc est par définition très sensible au climat à cause d'une technologie moins avancée qui ne permet pas de se prémunir contre les effets de la sécheresse et la variabilité du climat. L'agriculture pluviale, à dominance céréalière, est implicitement très vulnérables à tout changement du climat. L'agriculture irriguée est conditionnée par le potentiel des ressources en eau mobilisée aussi bien de surface que souterraine. Les impacts du premier ordre dus aux changements climatiques touchent directement le cycle hydrologique. Cette conséquence ne peut que se répercuter sur l'agriculture irriguée. D'où la vulnérabilité nette et apparente de l'agriculture au Maroc aux impacts possibles des changements climatiques (Bouazza et col., 2002). Les projections sur les rendements agricoles faites pour les zones agro climatiques du Maroc (MATEE, 2001) (Fig 9), montrent des baisses importantes dans les régions se trouvant dans les bassins de Tensift, Souss et Moulouya. La carte montre des réductions importantes des rendements des céréales dans les régions se trouvant dans des étages climatiques défavorables. Ces projections n'auront pas de signification, si elles ne seront pas conjuguées aux potentialités agricoles de chaque région et aux capacités intrinsèques (autonome ou planifiée) de s'adapter aux impacts possibles des changements climatiques. L'un des indicateurs permettant de comparer la vulnérabilité de l'agriculture est le revenu agricole (Moss et col., 2001). Dans une étude récente concernant la détermination de revenu agricole bour et le seuil de pauvreté dans une zone agro-écologique dite "zone homogène".(Bajeddi, 2000) , il a été procédé à un calcul très grossier du revenu agricole moyen pondéré par Province ou Wilaya en considérant le revenu agricole moyen pondéré en sec comme étant le résultat global moyen de toutes les exploitations agricoles polyvalentes situées dans une zone homogène et utilisant parfois l'eau pour des irrigations d'appoint, de manière très aléatoire en fonction des conditions climatiques et sur des superficies très réduites. On a essayé de représenter les résultats cette étude sur une carte (fig 10) afin de visualiser la différence entre les bassins.

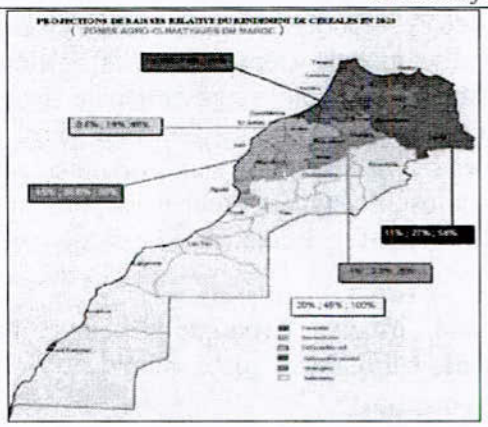


Figure 9 : Carte schématique des impacts potentiels sur les rendements céréaliers au niveau des zones agro climatiques: % de réduction de rendement pour chaque zone respectivement pour l'année normale, l'année moyenne sèche et l'année sèche, source: MATEE; 2001

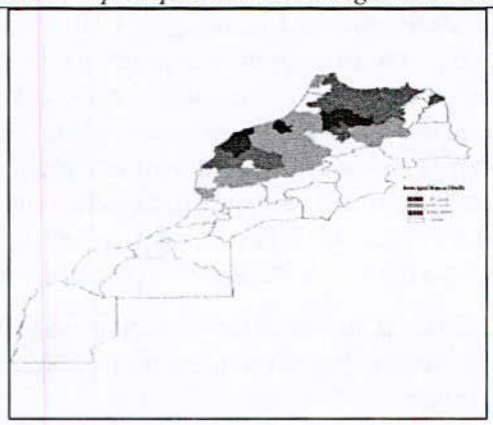


Figure 10 ..Le revenu agricole moyen pluvial par province. Source: Bajeddi, 2001

En principe, le revenu agricole est élevé dans les zones favorables du point de vue climat, relief et sol. Mais, les résultats de l'étude en question ne permettent pas d'établir de façon catégorique et systématique que le revenu est élevé dans les zones homogènes situées dans les régions favorables. Car, on note que, partout au Maroc il existe une stratification géographique des différentes régions agricoles en fonction des caractéristiques de potentialités agricoles dominantes. Cela signifie, qu'on peut trouver des zones homogènes à faible revenu dans des zones dites favorables et inversement. Globalement, la stratification des régions selon le revenu moyen pondéré confirme clairement le niveau des potentialités agricoles reconnu à chaque région du Maroc.

Les zones de forte productivité agricole

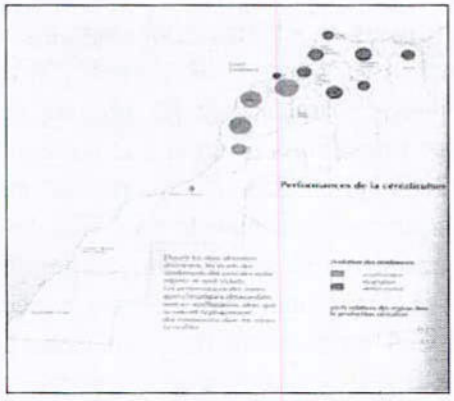


Figure 11 : Performance de la céréaliculture au Maroc.
Source: SNAT 2000

En effet et comme montre la carte (Figure 11), une amélioration da la céréaliculture, dans les bassins d'Oum Rabii, Tensift et Souss Massa (qualifiés des zones défavorables) et une situation de stagnation à détérioration dans les autres bassins. Cette situation peut être expliquée par plusieurs facteurs notamment la fertilité pédologique de ces bassins. Reste à intégrer la composante capacité adaptative de l'agriculture pour comprendre clairement, que la vulnérabilité de l'agriculture n'est pas seulement une fonction de "sensibilité" linéaire des paramètres climatiques. La potentialité et les moyens d'adaptation développés au cours d'un

cumul d'exposition à la sécheresse, surtout par la population des régions sous étages climatiques défavorables, pourraient atténuer les impacts des changements climatiques, et réduire ainsi la vulnérabilité par rapport à la population se trouvant dans les étages climatiques "favorables ".

5. Santé

Au cours de ces trois dernières décennies, la sécheresse s'est manifestée plus de 10 fois au Maroc, méritant ainsi son appréciation de phénomène structurel sur le plan climatique. Ces situations de pénuries et de déficits en eau peuvent avoir des conséquences négatives sur la santé de certaines catégories d'usages et de consommateurs à travers diverses pathologies d'origine hydrique. La santé publique passe par une alimentation suffisante en eau potable, un abri sûr, de bonnes conditions sociales et un milieu environnemental et social apte à maîtriser les maladies infectieuses. Au niveau du monde rural, les conséquences de la sécheresse sur les conditions d'alimentation en eau potable, en quantité et en qualité ont eu des incidences négatives. En effet face à cette situation, une grande partie de la population rurale recourt à des ressources palliatives (eau de ruissellement polluée, eaux stagnantes, puits contaminées), contribuant ainsi à la prolifération de maladies d'origine hydrique telles le choléra, la dysenterie et la typhoïde. En fait, il existe toute une gamme de facteurs qui interagissent et façonnent la vulnérabilité de la santé aux changements globaux, en l'occurrence, les facteurs démographiques, l'accès à l'eau potable, l'assainissement le profil endémique, l'utilisation de la terre, les infrastructures publics (routes, établissements scolaires...etc.), les infrastructures sanitaires capables d'absorber un surplus de cas malades La disponibilité de renseignements pertinents, pour la situation locale, sur les menaces posées par des conditions météorologiques exceptionnelles ...etc. Dans le présent travail, on ne va se contenter que de quelques uns de ces paramètres, juste pour avoir, l'approche adoptée pour donner les priorités aux bassins en matière de vulnérabilité du secteur de santé

Les cartes (Figures 12 et 13) schématisent respectivement le taux d'accès à l'eau potable dans le milieu rural et la pauvreté en milieu rural

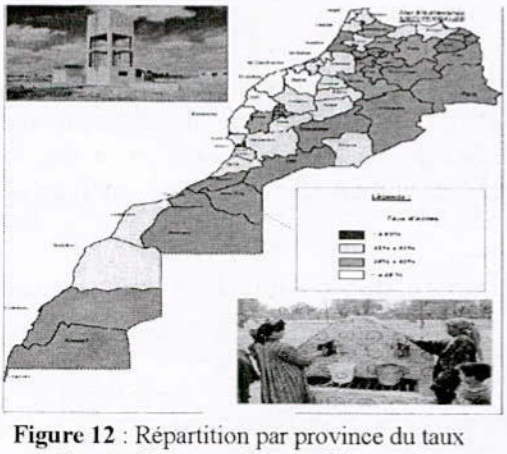


Figure 12 : Répartition par province du taux d'accès d'eau potable en milieu rural
Source : SNAT 2004

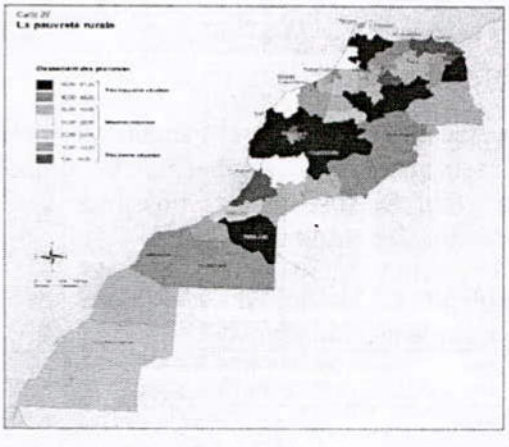


Figure 13 : La pauvreté rurale
Source : SNAT 2004.

D'après la carte on remarque que les régions se trouvant dans les bassins Tensift, et Sud Atlantique se caractérisent par les taux de desserte les plus faibles, favorisant ainsi la prolifération des maladies liées au pénurie et au mauvaise qualité d'eau. La carte de la

pauvreté rurale montre que les bassins, Tensift, Moulouya et Loukkos concentrent la population rurale la plus pauvre.

- *Les infrastructures sanitaires*

Les risques liés aux modifications du climat seront différents selon le niveau de développement de l'infrastructure sanitaire des pays (Moss, Malone and Brenkert 2000). Moss et col, 2001), et sa capacité d'absorber les cas atteints des maladies liées aux changements climatiques.

La carte de la répartition du nombre d'habitant par établissements de soin de base (figure 14), montre une pression importante sur les établissements de soin, dans le bassin Bouregreg , Sebou, Oum Rabi. Pour la carte de pourcentage de femmes selon le temps parcouru pour arriver au lieu de consultation (Fig 15), elle montre, un accès difficile aux lieux de consultations pour la population du bassin Moulouya, Tensift et Souss

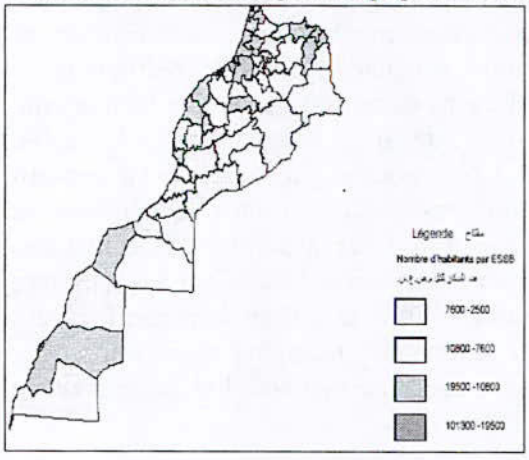


Figure 13 : Répartition du nombre d'habitant par établissementsde soin de base par province et préfecture, 2004,
Source : Ministère de santé 2005.

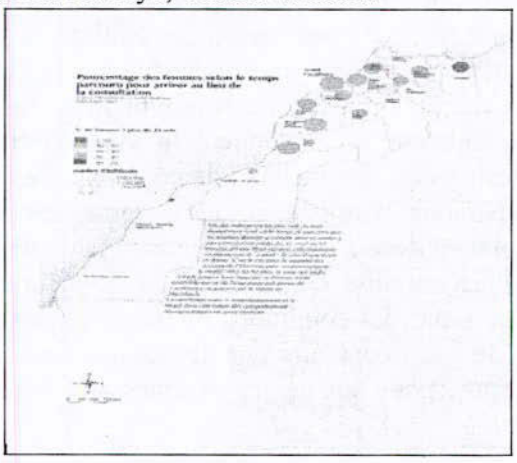


Figure 14 : Pourcentage de femmes selon le temps parcouru pour arriver au lieu de consultation

5. Synthèse

En tenant compte des facteurs les plus importants qui dépendent directement ou indirectement des changements climatiques nous avons pu classer les bassins par ordre de vulnérabilité aux impacts possibles des changements climatiques. Ainsi le tableau 4 récapitule les résultats de l'étude.

Tableau 4: Matrice du classement de la vulnérabilité des bassins hydrauliques aux changements climatiques:

Bassin	Biodiversité	Utilisation des ressources en eau					Agriculture pluviale	Santé
		AEP	Usage Industriel	Tourisme	Irrigation	Hydroélectricité		
Loukkos	+++	+	++	+	+	++	+++	++
Moulouya	+	++	++	+	+++	+	+++	+++
Sebou	+++++	+	++	+	+	+++	+++	+++
Bouregreg	+	+++++	+++++	++	+		+	++
Oum Rabii	++	++	+++	+	++++	+++++	++	++
Tensift	++	++++	++	++++	+++++	+	+++	+++
Souss-Massa	++	++++	++	+++	++	+	+++	+++
Sud-Atlas	+	++	++	+	+		+	+

Conclusion

Il est difficile d'attribuer des "ordres de priorité absolus" en terme de vulnérabilité des bassins hydrauliques au Maroc vis à vis des impacts des changements climatiques, d'une part à cause de la complexité de la notion de la vulnérabilité elle-même, qui ne signifie pas seulement une simple sensibilité du milieu, mais aussi sa capacité de faire face, et qui fait d'ailleurs appel à ses caractéristiques intrinsèques, physiques et sociales. D'autre part, l'hétérogénéité des données à travers les bassins rend l'établissement d'une matrice "détaillée" de vulnérabilité des bassins et l'exploitation des données une tâche relativement laborieuse. La présente étude a pour objectif de donner l'une des approches possibles, permettant d'hiérarchiser les actions des intervenants en matière de vulnérabilité des secteurs qui sont susceptibles d'être touchés; soit directement soit indirectement, par les impacts possibles des changements climatiques.

Références

BenabiD Abdel malek, flore et ecosystème du Maroc.2000, ISBN : 2910728137

Alwang, J., Siegel, P.B., Jorgensen, S.L., 2001.Vulnerability: A View from Different Disciplines. Social Protection Discussion Paper Series, N° 0115, June 2001, Social Protection Unit Human Development Network, the World Bank p 46

Bajeddi.M.2001, revenu et viabilité des exploitations agricoles en agriculture pluviale au Maroc 2001/1001 IBSN/ 9954-0-23844

Bouazza, Z, Jalil, M, Chafil, R. Zerouali, A. 2002, vulnérabilité et adaptation du secteur irrigué du Maroc face aux impacts des changements climatiques, Revue H.T.E. N° 124-Septembre/Décembre.

Brault.F., 2004. Le tourisme et la transformation du territoire et du paysage au Maroc. , Workshop de la CUPEUM Marrakech 2004

www.unesco-paysage.umontreal.ca

Bzioui M. rapport national 2004 sur les ressources en eau au Maroc. UN WATER AFRICA. P 94

Elmahdade, A., 1993. Eau et Environnement, cas de l'eau touristique à Agadir. Actes du 2ème congré des géographes Africains, colloque de Rabat et d'Agadir 19-24 Avril 1993. Rectorat de l'Université Mohammed V, Rabat.

Etude nationale sur la biodiversité rapport de synthèse octobre 2001, Ministère de l'aménagement du territoire, de l'eau et de l'environnement, secrétariat chargé de l'environnement.

Fennane, M., 2004. Proposition des zones humides pour les plantes au Maroc (ZIP Maroc). Atelier national "Zones Importantes de Plantes au Maroc", Rabat 11-12 /10/ 2004.

Hammadi, N, 2005. Etat des connaissances sur la zone côtière Marocaine. Rapport provisoire, Institut scientifique, Rabat.

Kent, M., Newnham, R. and Essex, S. (2002) Tourism and sustainable water supply inMallorca: A geographical analysis. Applied Geography 22(4), 351–74.

Luers. A.L., Lobell, D. B., Sklar,L.S., Addams, C.L., Matson, P. A., 2003. A method for quantifying vulnerability, applied to the agricultural system of the Yaqui Valley, Mexico. Global Environmental change 13 (2003) 255-267

Loughhead, S., Mittai, O., 2000. Urban Poverty and Vulnerability in India: A Social Perspective." Paper presented at the Urban Forum: Urban Poverty Reduction in the 21st Century, World Bank, April 3-5, 2000. Chantilly, Virginia

MATEE (Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement, de l'Urbanisme et de l'Habitat). Département de l'Environnement. Communication nationale initiale à la convention cadre des nations unies sur les changements climatiques, octobre 2001

Moss, R.M., Malone, E.L., Brenkert, A.L., 2000. Vulnerability to climate change: a quantitative approach. Report for US Department of Energy, Battelle Institute, Washington, DC. Adaptation to climate change and variability. Climatic Change 45, 223–251.

Programme des Nations Unies pour le Développement (PNUD). Changements climatiques et ressources en eau du pays du Maghreb. Algérie-Maroc-Tunisie, Enjeux et perspectives. Projet RAB/94/G31, Rabat, 1998; 52p.

Opdam, P.,Wiens,j.A.,2002. Assessing the conversation potential of habitat net works. In Gutzwiller, K.J.(Ed.), Appling Landscape Ecology in biological conversation. Springer Verlag, New York, pp,318-404

Opdam, P., Wascher, D., 2003. Climate change meets habitat fragmentation: linking land scale and biogeographical scale levels in research and conservation. biological conversation 117(2004)285-297

Robin, M. L., O'BRIEN, K.L., 2002. The dynamics of rural vulnerability to global change: the case of southern Africa. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. 1573-1596.

Reilly, J.M. and Schimmelpfenning, D., 1999. Agricultural impact assessment, vulnerability, and the scope for adaptation. Climate Change 42, 745–748.

SNAT 2000 'Schéma National 'Aménagement de Territoire. Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement, de l'Urbanisme et de l'Habitat.

SNAT 2004 'Schéma National 'Aménagement de Territoire. Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement, de l'Urbanisme et de l'Habitat Ministère de l'Aménagement du

Smit, B., 2001. Adaptation to climate change in agriculture: evaluation of options, Publisher Department of Geography University of Guelph, 2001 Occasional Paper No. 26

UNEP 2001. Vulnerability indices, climate change, impacts and adaptations. Policy series 3.

EFFET DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET DE LA SUREXPLOITATION SUR LA RESERVE HYDRIQUE DU SAÏS (MAROC)
THE CLIMATIC CHANGES AND OVEREXPLOITATION EFFECT ON THE HYDROUS RESERVE OF THE SAÏS (MOROCCO)

Fouâd SAMI *, Fouad AMRAOUI *

** Laboratoire Géosciences, équipe Hydrosciences, Université Hassan II Ain Chock, Faculté des Sciences, BP 5366 Maarif, Casablanca, Maroc. fouad.sami@gmail.com, amraoui_f@hotmail.com*

Résumé

Le comportement de la nappe phréatique du Saïs est analysé en se basant sur plusieurs historiques piézométriques répartis à travers la plaine, sur un suivi de plus de 30 ans des précipitations, des débits des oueds et des sources, sur les caractéristiques lithologiques et hydrologiques des formations aquifères et sur une enquête de terrain auprès des agriculteurs. Toute l'information recueillie a été regroupée dans une base de données SIG.

Les résultats de l'étude permettent de quantifier l'importance des variations des niveaux de la nappe et des baisses des débits des émergences et des écoulements superficiels à travers tout le bassin du Saïs depuis 1980. Les fortes baisses enregistrées ont été liées aux déséquilibres pluviométriques sur la région et aux nouveaux comportements des usagers de l'eau, principalement les agriculteurs qui sollicitent la nappe d'une manière précoce et plus intense.

Mots clés : Sécheresse, plaine du Saïs, aquifère phréatique, irrigation, surexploitation, SIG.

Abstract

The behavior of the Saïs ground water is analyzed while being based on several piezometric histories distributed through the plain, on a follow-up of more than 30 years of precipitations, flows and springs, on the lithological and hydrological characteristics of the aquiferous formations and on an investigation of ground near the farmers. All information collected was gathered in a data base GIS.

The results of the study make it possible to quantify the importance variations of the tablecloth levels and the emergences falls and the surface flows through all the Saïs basin since 1980. The recorded heavy falls were related on pluviometric imbalances on the area and the new behaviors of the users of water, mainly the farmers who request the tablecloth in an early and more intense way.

Key words : Dryness, plain of Saïs, Phreatic aquifer, irrigation, overexploitation, GIS.

1. Introduction

La plaine du Saïs est l'une des grandes régions agricoles du Maroc. Elle est le siège d'une nappe libre exploitée pour l'alimentation en eau potable de la population rurale de la plaine et surtout pour l'irrigation d'une superficie d'environ 35 000 ha.

Le complexe hydrique du bassin de Fès-Meknès, à l'instar des autres systèmes aquifères du Maroc, connaît une dégradation quantitative de ses ressources en eau, liée à un fort déficit d'apport d'eau météorique qui est bien mis en évidence depuis 1980. Cette sécheresse a eu

pour conséquence un accroissement important des prélèvements d'eau et une multiplication des captages. Ceci a généré une baisse du niveau d'eau dans les nappes et une réduction des débits des sources et des cours d'eau.

L'objet de cet article est de quantifier le déficit de ce réservoir superficiel qui est très sensible aux fluctuations des apports, afin de mieux comprendre le fonctionnement global du système. Cette connaissance est primordiale pour une gestion quantitative et qualitative des ressources en eaux souterraines qui devient une urgence dans un contexte de sécheresse prolongée.

2. Présentation du site de l'étude

Le bassin sédimentaire de Méknès-Fès (ou Saïs) d'une superficie de 2100 km^2, constitue la partie médiane du Sillon sud rifain. Il se caractérise principalement par sa situation entre deux grands domaines structuraux très différents, le domaine rifain et prérifain au Nord, et le domaine méseto-atlasique au Sud. Le bassin de Saïs, est limité à l'Est par la vallée de l'oued Sebou et à l'Ouest par l'oued Beht. II s'étend d'Est en Ouest sur une longueur de 100 km environ. Sa largeur est d'environ 30 km suivant une direction Nord-Sud. Un accident topographiquement net (Fassi, 1991), d'orientation globale Est-Ouest, appelé flexure d'Ain Taoujdat, délimite nettement deux paliers (Figure 1), le plateau de Méknès ou le Saïs occidental à l'Ouest et la plaine de Fès ou le Saïs oriental à l'Est.

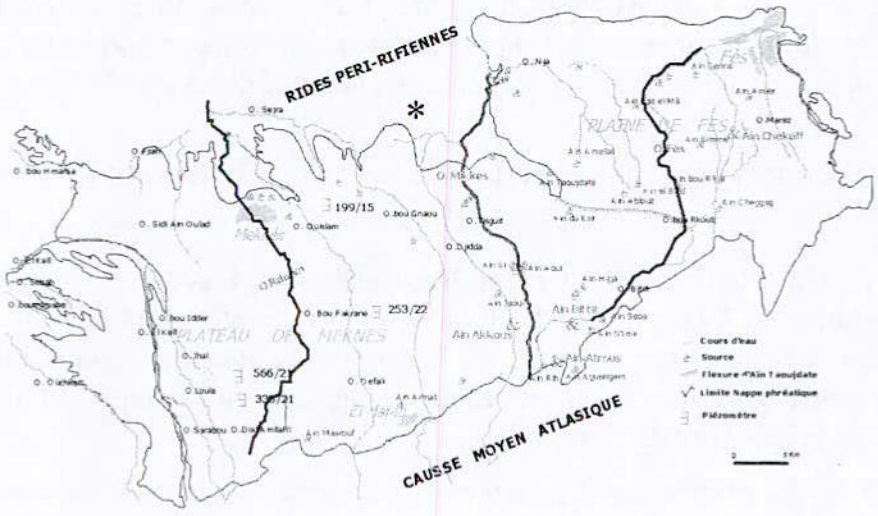


Figure 1 : Carte de situation de secteur d'étude

La nappe phréatique circule principalement dans les sables, les grés, les marnes sableuses et localement dans les calcaires lacustres. Sa profondeur est en moyenne comprise entre 10 et 30 m, mais peut atteindre localement 45 m. Elle se recharge en grande partie par l'infiltration des pluies, mais aussi par la drainance ascendante à partir de la nappe profonde et par la réinfiltration des eaux de sources et d'irrigation. *(Essahlaoui et al, 1997, 1999).*

Le régime des précipitations est de type méditerranéen. Le Causse moyen atlasique est bien arrosé (600 à 1000 mm selon l'altitude), par contre il pleut moins sur la plaine (490 à 560 mm). Les pluies sont très irrégulières d'une année à l'autre et une diminution importante des apports a été mise en évidence dès 1980 (Figure 2).

Par rapport à la production agricole nationale, la plaine du Saïs assure 10 % des céréales, 13 % des produits maraîchers, 60 % de raisin de cuve et 30 % de plants fruitiers. La surface agricole utile s'étend sur 350 000 ha, dont 10 % seulement est irriguée.

Avec la sécheresse, le creusement des puits et des forages et leur équipement par des systèmes de pompage a augmenté considérablement. En 1996, on estimait leur nombre à 4000 unités.

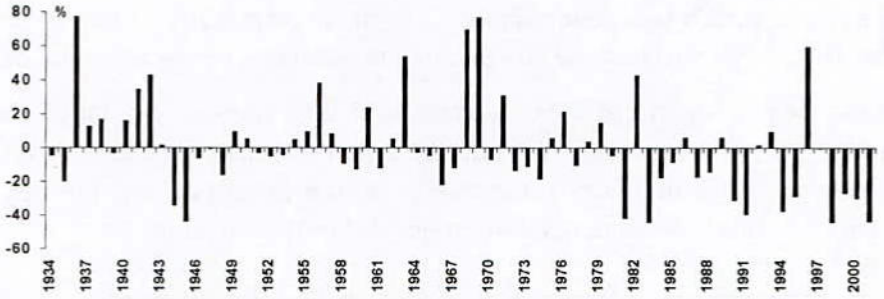


Figure 2 : Écarts pluviométriques par rapport à la moyenne à El Hajeb (1934/2001)

3. Méthodologie et Base de Données

Le suivi des variations spatio-temporelles des niveaux piézomètriques de la nappe phréatique du Saïs est effectué sur la base des données d'un réseau de prés de 85 puits installés par l'Agence du Bassin hydraulique du Sebou. Le même établissement fournit les historiques de l'évolution des écoulements des principaux oueds et sources de la plaine.

Les systèmes d'information géographiques (S.I.G) permettent *l'analyse et la visualisation cartographique*. Les données traitées sous Vertical Mapper et par MapInfo, aboutissent aux cartes isobathes de la nappe libre du Saïs des années 1980, 1984, 1990 et 1999.

Les résultats d'un sondage de terrain, moyennant un questionnaire, auprès de 42 agriculteurs possédant un puits motorisé dans la région de Saïs, ont permis d'approcher les causes de la surexploitation de la nappe.

4. Résultats

a. Evolution de la piézométrie de la nappe dans le temps

L'observation *des historiques piézomètriques* (Figure 3) ainsi que *des cartes isobathes* (Figure 4), fait apparaître la tendance générale à la baisse du niveau de la nappe phréatique. Cette baisse n'est cependant pas uniforme dans tout le bassin. Pendant la période 1980-1999 et en allant de l'amont vers l'aval, la nappe a enregistré une baisse de 14 à 1 m sur la plaine de Fès, alors qu'elle était un peu plus modérée de 9 à 1 m sur le plateau de Meknès.

Sur la nappe du Saïs, l'écoulement général s'effectue du sud vers le nord, avec un gradient moyen de 5 ‰. D'après l'évaluation des cartes, on constate que le rabattement est plus important dans les zones à fort gradient hydraulique, ce qui est un phénomène normal dans la mesure où ces zones jouent le rôle de relais hydrique pour les zones à faible gradient hydraulique (zone d'accumulation des eaux, cuvette d'Aïn Louma et celle de Douyet). Tout déficit au niveau des ces zones se répercute de manière considérable sur les zones à fort gradient hydraulique.

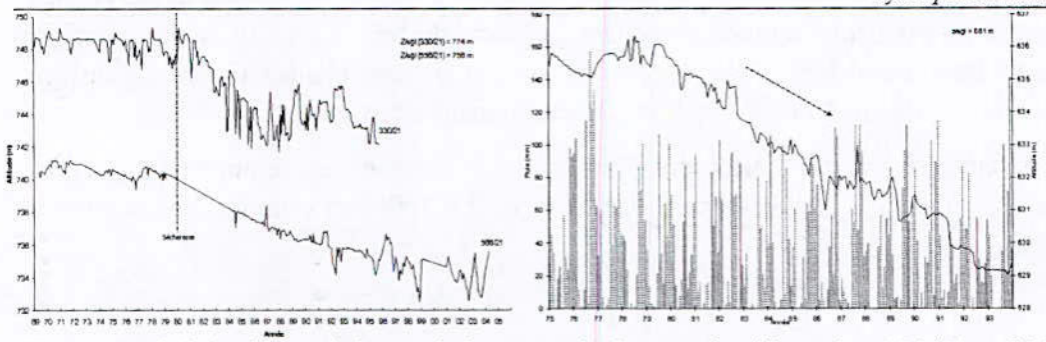


Figure 3 : Suivis piézométriques de la nappe de Saïs par le piézométre 330/21 et 566/21 (A) et le piézométre 199/15 (B) couplé aux précipitations enregistrées à la station de Bittit

Aussi, les deux nappes superficielle et profonde sont liées par une drainance verticale à partir des failles et flexures ; tout prélèvement opéré sur l'une peut se répercuter sur l'autre, ce qui représente un danger imminent sur la réserve permanente de ces aquifères en égard à leur rôle stratégique dans l'alimentation domestique des centres urbains.

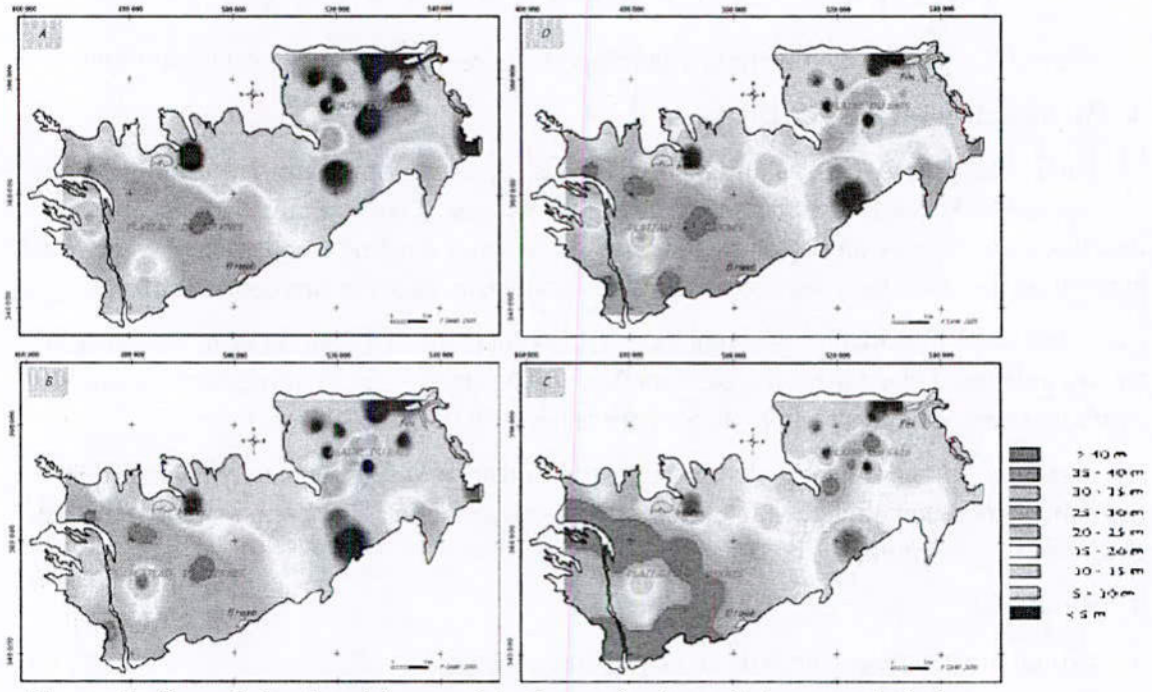


Figure 4 : Carte de la répartition spatiale des profondeurs de la napp phréatique
A : situation en 1980 B : situation en 1984
C : situation en 1984 D : situation en 1999

b. Évolution du régime d'écoulement des cours d'eau et des sources

Les travaux de recherche sur le bassin du Saïs montrent que les sources et les oueds sont deux systèmes intimement liés, les premiers soutenant les cours des seconds. Tous les oueds, à leur passage dans le bassin, drainent les deux nappes (phréatique et profonde) à travers des résurgences des eaux souterraines ou des sources.

L'historique des débits annuels des principaux oueds (Fig.5) montre qu'avant le début de la sécheresse, les modules d'écoulement des oueds était assez soutenus grâce aux émergences provenant des trop-pleins des nappes. Depuis la rupture du régime pluviométrique qui assurait l'équilibre du système hydraulique du bassin, les débits annuels des sources ont

chuté (Fig.6), entraînant ainsi une baisse d'écoulement au niveau des oueds. La diminution des apports en eau de surface a entraîné une augmentation des moyens d'exhaure qui accélèrent d'avantage le déficit en eau de l'ensemble du système hydraulique du bassin.

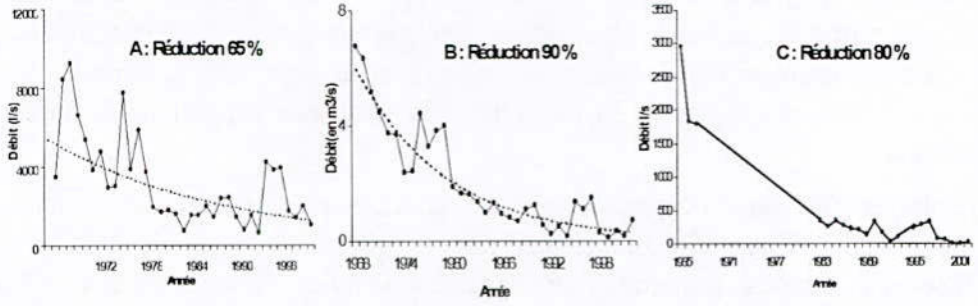


Figure 5 : Evolution des débits moyens annuels des oueds (l/s)
A : Oued R'doum. B : Oued Fès. C : Oued Mikkes.

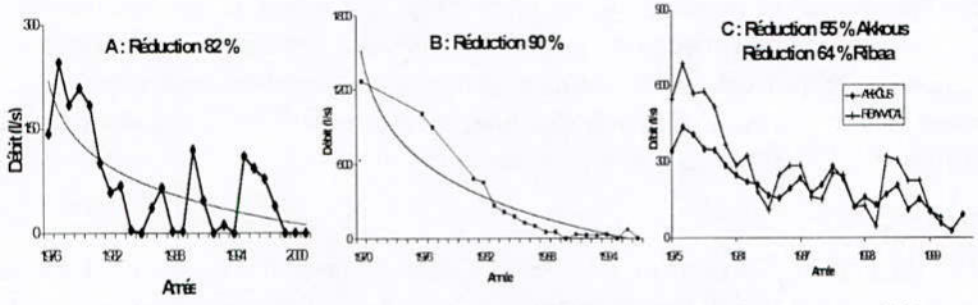


Figure 6 : Evolution des débits moyens annuels des Sources (l/s)
A : Aïn Atrouss. B : Aïn Chekaf. C : Aïn Akkous et Aïn Ribaa Aval

c. Facteurs liés à la surexploitation agricole

La conséquence première de la baisse des niveaux d'eau et des débits des sources et oueds, est évidemment la dégradation quantitative des ressources en eau du bassin, qui entraînera un impact négatif sur le tissu socio-économique de toute la région. Les baisses enregistrées ont été amplifiées par les nouveaux comportements des usagers de l'eau, principalement les agriculteurs qui sollicitent la nappe phréatique d'une manière précoce et plus intense qu'avant. D'autres facteurs ont été mis en exergue, notamment les subventions étatiques, la défiscalisation et le cadre législatif de l'exploitation de l'eau.

D'après l'approche menée sur un éventail d'agriculteurs du Saïs, la surexploitation de la nappe peut être rattachée aux facteurs suivants :

- L'aléa climatique a eu une forte incidence sur le recours au pompage puisque le tiers des ouvrages motorisés datent de la période 1991-2001 ;
- La défiscalisation et les subventions de l'état pour les travaux de creusement et d'équipement des puits et forages (2993 ouvrages et 5016 équipements de pompage entre 1988 et 1998) ;
- Ignorance ou non respect de la loi 10/95 sur l'eau, puisque seuls 9 % des agriculteurs questionnés connaissent l'existence de la loi.
- La pratique des techniques d'irrigation traditionnelles (gravitaire) très consommatrices d'eau par une majorité des exploitants.

5. Conclusion

Les résultats de l'étude de l'évolution des niveaux piézométriques de la nappe phréatique de Meknès-Fès montrent que celle-ci connaît une exploitation excessive depuis les années 1980. Le niveau de la nappe a baissé de 6 à 17 mètres selon les zones du bassin. La situation est due en plus de la sécheresse aux prélèvements notamment à des fins agricoles. La forte réduction des écoulements de surface est un indicateur important de la baisse du niveau de la nappe dans la mesure où la recharge et la drainance à partir de la nappe profonde diminuent.

Le recours de plus en plus vers la ressource en eau souterraine est le résultat de plusieurs facteurs qui sont liés à : l'aléa climatique, aux caractéristiques socio-économiques des exploitations (revenus annexes, présence d'un successeur familier...), aux mesures de la politique agricole (subvention, défiscalisation, privatisation des exploitations étatiques) et au cadre législatif qui régit l'exploitation de l'eau au Maroc.

Ainsi, la surexploitation dont fait objet les ressources en eau du Sais compromet sérieusement l'avenir de ces dernières. Il est impératif qu'une action de redressement de la situation soit entreprise. Cette action doit principalement viser à réduire les prélèvements à des fins agricoles en proposant des solutions alternatives en mettent l'accent sur le développement des systèmes d'irrigation durables, en faisant le choix des cultures peu consommatrices d'eau et en appliquant la réglementation sur l'eau.

Références

Amraoui F., Razack M., Bouchaou L., 2004. Comportement d'une source karstique soumise à une sécheresse prolongée. Exemple de la source Bittit (Maroc). Comptes rendus Géoscience. Volume 336, Issue 12, pp. 1099-1109.

Daguin, F., 1927. Contribution à l'étude géologique de la région pré-rifaine (Maroc occidental). Notes et Mémoires, Service Géologique du Maroc.

Direction de la Région Hydraulique du Sebou (DRHS), 2003. Historique piézomètiques de la nappe phréatique de Fès-Méknès. (Inédit).

Direction de la Région Hydraulique du Sebou (DRHS), 2000. Note sur la campagne de jaugeages des sources et oueds de la plaine de Fès-Méknès (Octobre 1999). (Inédit).

Direction de la Région Hydraulique du Sebou (DRHS), 1981. Etude hydrologique des sources Aîoun Akkous : Résultats et interprétation des mesures effectuées entre Novembre 1974 et Mars 1981. (Inédit)

Essahlaoui. A., 2000. Contribution à la reconnaissance des formations aquifères dans le bassin de Méknès-Fès (Maroc), étude hydrogéologique et inventaire des ressources en eau. Thèse de Doctorat en Sciences Appliquée, École Mohammedia d'ingénieurs, Rabat.

Fassi D., 1999. Les formations superficielles du Sais de Fès et de Méknès. Notes et mémoires du service géologique N°389. 527 p.

Sinan M., 2000. Méthodologie d'identification, d'évaluation et de protection des ressources en eau des aquifères régionaux par combinaison des SIG, de la géophysique et de la géostatistique : application a l'aquifère du Haouz de Marrakech (Maroc). Thèse de doctorat d'état es sciences. Ecole Mohammedia des Ingénieurs. Rabat, 371 p

Vassilios A.T., Rizwan H., 1996. Use of Geographic Information Systems (GIS). in Water Resources : A Review. Water Resources Management, n° 10, pp. 251-277.

UTILISATION DES PLASMAS NON THERMIQUES DE TYPE GLIDARC DANS LE TRAITEMENT DES EAUX.

A. ADDOU

Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement et de la Valorisation ; Faculté des Sciences et Sciences de l'Ingénieur ; Université de Mostaganem. 27000 Mostaganem, Algérie.
E-mail : a.addou@univ-mosta.dz

Résumé

Les techniques classiques de traitement des effluents liquides réfractaires commencent à montrer leurs limites et nous assistons depuis peu à l'émergence de nouveaux procédés propres appelés " Procédés d'Oxydation Avancée" tels que la plasmachimie, la photochimie, la sonochimie, les réactions Fenton, la photocatalyse, les couplages UV-O_3, UV-H_2O_2 etc.... Ces récentes technologies se substituent aux méthodes conventionnelles de traitement et ont la particularité de générer les radicaux hydroxyles OH° dotés d'un pouvoir oxydant très élevé. Ces méthodes permettent de dégrader efficacement les produits résistants et réfractaires avec des coûts relativement bas tout en respectant l'environnement. [1-3]

La production d'un plasma par décharge électrique est utilisée depuis ces dernières années dans le traitement des eaux et particulièrement dans les rejets liquides réfractaires et résistants aux traitements conventionnels. La technique utilisée consiste à produire un plasma non thermique par décharge électrique glissante entre des électrodes reliées à un générateur HT (9000 V) opérant à pression atmosphérique et à température ambiante (figure 1). Ce procédé appelé glidarc, présente les propriétés d'un plasma hors équilibre et génère des espèces très réactives telles que OH^0, $OH_2°$, H_2O_2, O, O_3 et $NO°$ qui lui confèrent un pouvoir oxydant très élevé $E^0(OH°/OH^-) = 2{,}85V$ vs NHE.[4-5]

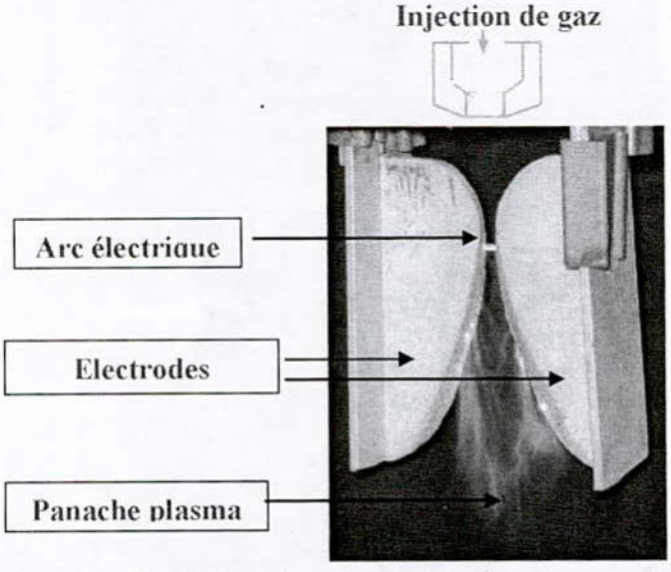


Figure 1 : Formation d'un plasma non thermique entre deux électrodes

Les paramètres mécaniques et géométriques (type des électrodes, distance inter-électrodes, distance cible-électrodes, débit du gaz, nature du gaz, diamètres de la buse d'injection,

concentration, énergie...) ont été optimisés et fixés pour l'ensemble des traitements. Les traitements ont été suivis par les techniques analytiques courantes (DCO, COT, DBO_5, pH, conductivité, UV-Vis, HPLC, turbidité..

Les premiers traitements ont été effectués dans un réacteur glidarc ouvert (1ère génération : figure 2), où les résultats n'étaient trop concluants pour certains composés.

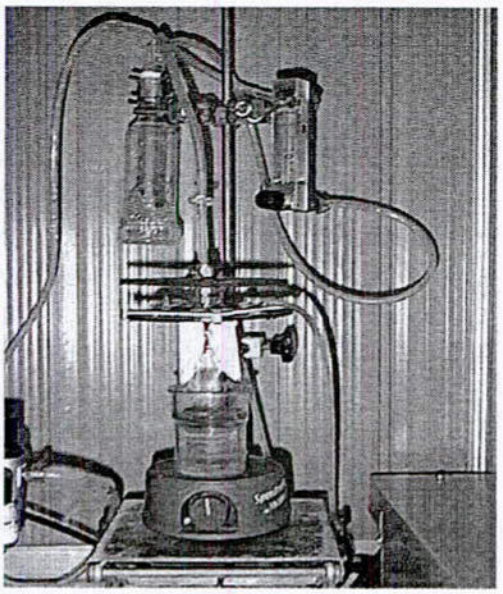


Figure 2 : Réacteur glidarc de 1ère génération

Nous avons amélioré l'efficacité des traitements en modifiant le type de réacteur. Nous avons ainsi travaillé dans système fermé (fig 3) où la réactivité des taux de dégradation a augmenté de 60 à 90% et les temps de traitement divisés pratiquement par deux.

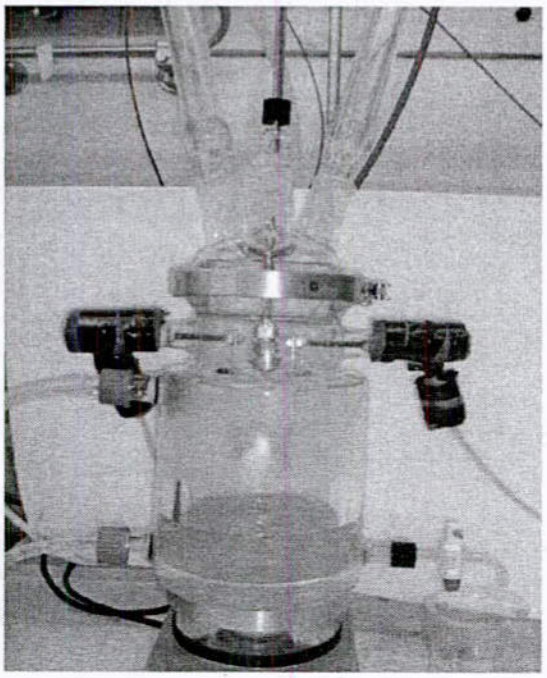


Figure 3 : Réacteur glidarc de 2ème génération

Pour améliorer davantage l'efficacité du traitement nous avons mis en place un couplage plasma glidarc avec des réactions catalytiques et des réactions fenton que nous avons appelé plasmacatalyse et plasma-fenton. Ce procédé a permis d'avoir des dégradations de l'ordre de 98-100% avec des temps de traitement inférieurs à 60 minutes [6-9].

Dans cette conférence, nous présenterons les résultats de notre travail concernant cette technologie émergente (plasmachimie) sur la dégradation de colorants azoïques, anthraquinoniques, surfactants, chlorophénols, bisphénol A, rejets industriels notamment les rejets d'industries de textile, de plastique, de caoutchouc, de traitement de surfaces, des eaux de rivière polluées, des rejets liquides constitués de substances toxiques dangereuses et réfractaires [10-13].

Les paramètres cinétiques de dégradation ont été déterminés pour chaque type de traitement et pour chaque polluant. Les résultats de l'ensemble de nos travaux comparés différents Procédés d'Oxydation Avancée avec les différents spectres seront présentés lors de la conférence.

Le procédé plasma glidarg (plasmachimie et/ou plasmacatalyse) est une technique simple, facile à mettre en œuvre et de coût relativement bas. En outre, c'est un procédé non polluant qui respecte l'environnement.

Références

1- Chun, H., Yizhong, W (1999). 'Decolorization and biodegradability of photocatalytic treated azo dyes and wool textile wastewater'. Chemosphere. 32 N° 12, 2017-2115.

2- S. G. Schrank, J.N Ribeiro dos Santos, D.S Souza, E.E.S Souza (2007) 'Decolourisation effects of Vat Green 01 textile dye and textile wastewater using H2O2/UV process'. J. Photochem. Photobiol A: Chemistry 186 (2007) 125–129.

3- Martinez, N.S.S., Fernandez, J. F., Segura, X. F., Ferrer, A. S., (2003). 'Pre-Oxidation an extremely polluted industrial wastewater by the Fenton's reagent'. Journal of Hazardous Materials. B101. 315-322.

4- Lesueur, H., Czernichowski, A., Chapelle, J. (1988). Dispositif de génération de plasma basse température par formation de décharges électriques glissantes. French Patent. 2. 639.172.

5- B.Benstaali; P. Boubert; G. Cheron; A.Addou; J.L Brisset (2002), "Density and rotational temperature of OH° and NO° radicals species created by a humid air plasma". Plasma Chemistry, plasma processing 22, 553-571

6- Abdelmalek, F., Gharbi, S., Benstaali, B., Addou, A., Brisset, J.L., (2004). 'Plasmachemical Degradation of Azo Dyes by humid air plasma: Yellow Supranol 4 GL, Scarlet Red Nylosan F3 GL and industrial waste'. Water Research. 38, 2338-2346.

7- Abdelmalek, F., S., Benstaali, B., Addou, A., Brisset, J.L.,(2005). 'Plasmadegradation of dyes orange II and malachite green in water by gliding arc'. Oriental journal of Chemistry.21, 21-24.

8- Abdelmalek, F., Ghezzar, M.R., Belhadj, M., Brisset, J.L., (2005). 'Bleaching and degradation of textile dues by non thermal plasma process at atmospheric pressure'. Industrial & Engengineering Chemistry Research. 45, 23-29.

9- D. Moussa; F. Abdelmalek ; B. Benstaali ; A. Addou ; JL. Brisset (2005). "Acidity control of the gliding arc treatment of aqueous application to polluant abatement and biodecontamination " Europ. Phys. J. Appl. Phys. vol. 29, N° 2, 189-199

10- K. Marouf-Kheira; F. Abdelmalek.; A. Khelifa; M Belhadj, A. Addou, JL Brisset (2006),

Reduction of nitrite by sulfamic acid and sodium azide from aqueous solutions treated by gliding arc discharge " Separation and Purification Technology 50(3), 373-379

11- M.R Ghezzar, F. Abdelmalek, M. Belhadj, N. Benderdouche, A. Addou. (2007). "Gliding arc plasma assisted photocatalytic degradation of anthraquinonic acid green 25 in solution with TiO2" Applied Catalysis B : Environmental_ 72 ; 304-313.

12- K. Marouf-Khelifa, F. Abdelmalek, A. Khelifa, A. Addou (2008) "TiO_2-assisted degradation of a perfluorinated surfactant in aqueous solutions treated by gliding arc discharge". Chemosphere in press.

13- MR Ghezzar, M. Belhad, F. Abdelmalek; A. Rais; A. Addou. (2008) "Degradation of wastewater by gliding arc discharge." International Journal of Environment and Waste Management. in press

ESSAIS D'ELIMINATION D'UN PESTICIDE PRESENT DANS L'EAU PAR ADSORPTION SUR DE LA SCIURE DE BOIS ET LES CHUTES DE LIEGE

R. BOUSSAHEL[1,2], H. IRINSLIMANE[2], D. HARIK[2], K.M. MOUSSAOUI[2]

(1) Service de Toxicologie, HCA. BP 244 Kouba - Algérie
Email : r_boussahel@yahoo.fr
(2) Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement. Ecole Nationale Polytechnique. 10, Avenue Hassen Badi, El – Harrach – Algérie

Résumé

L'objectif de cette étude est d'évaluer les capacités d'adsorption de deux produits de récupération à savoir la sciure de bois et les chutes de liège pour éliminer un pesticide organochloré (le 4,4-DDT) déjà détecté dans certaines eaux algériennes. Les résultats obtenus sont comparés à ceux obtenus sur un charbon actif en poudre commercial le F400 de Chemiviron.

Les résultats des cinétiques d'adsorption montrent qu'un état d'équilibre est atteint relativement vite (35 minutes pour le liège, 90 minutes pour la sciure et 6 heures pour le F400).

Les capacités d'adsorption maximales déterminées par le modèle de Langmuir sont de 38,6 $mg.g^{-1}$ pour la sciure, 4,57 $mg.g^{-1}$ pour le liège et 82,00 $mg.g^{-1}$ pour le F400. Elles dénotent une bonne affinité de ce pesticide pour ces matériaux. Ces capacités d'adsorption diminuent nettement en présence de la matière organique de l'eau (acides humiques).

Ces résultats obtenus sur des matériaux bruts sans aucune modification sont très encourageants pour la valorisation de ces déchets dans le domaine du traitement l'eau.

Mots clés : pesticides, DDT, adsorption, sciure, liège, F400

1. Introduction

L'utilisation des pesticides à grande échelle dans l'agriculture moderne a généré une pollution inquiétante de l'environnement et des milieux aquatiques en particulier. La présence de ces produits dans les eaux potables est sévèrement réglementée par les instances sanitaires internationales car de nombreuses molécules de cette famille de micropolluants organiques sont suspectées d'être cancérigènes et /ou mutagènes (Perrin et Sharf, 1995).

Afin de se conformer à ces normes, les sociétés productrices d'eau ont été obligées d'inclure dans leur filière de traitement des procédés pour éliminer ces pesticides. Les procédés les plus utilisés, sur le plan international, sont l'oxydation à l'ozone ou à l'ozone couplé au peroxyde d'hydrogène, la rétention membranaire (osmose inverse et nanofiltration) et l'adsorption sur charbon actif en grains ou en poudre. Ce dernier reste une méthode de choix pour son efficacité et sa simplicité contrairement au premier qui est de plus en plus délaissé à cause de ses inconvénients (difficultés de mise en œuvre, production de métabolites de pesticides...) et au second qui est plutôt onéreux. Mais l'utilisation du procédé d'adsorption sur charbon dans les pays en voie de développement reste freinée par le prix relativement élevé du matériau adsorbant. La recherche de produits de substitution de bon marché est une

voie de plus en plus explorée par les scientifiques. Parmi ceux – ci, nous pouvons citer la sciure de bois (Agdi *et al.*, 2001), les grignons d'olive (Baçaoui *et al.*, 1998)...etc.

En Algérie, comme dans de nombreux autres pays, d'importantes quantités de déchets riches en matière carbonée sont quotidiennement jetées et encombrent les décharges publiques ou sauvages. La valorisation de ces matières pourrait devenir une source de richesse.

L'objectif de cette étude est d'évaluer les capacités d'adsorption de deux produits de récupération à savoir la sciure de bois et les chutes de liège pour éliminer un pesticide organochloré (le 4,4 - DDT) déjà détecté dans certaines eaux algériennes (Boussahel *et al.*, 2003) et de les comparer à celles d'un charbon actif en poudre (CAP) commercial le F400 de Chemiviron. L'influence de la présence de la matière organique dans les eaux sur ces capacités est aussi étudiée.

2. Materiels et methodes

Pour les besoins de notre étude, nous avons préparé une solution mère du 4,4 - DDT à 1g.L^{-1} obtenue par dissolution directe du standard pur (Cluzeau) dans du méthanol pour HPLC (Sigma – Aldrich). A partir de cette solution, nous avons préparé des solutions filles aux concentrations désirées (de 1 à 20 mg.L^{-1}) pour l'établissement de la courbe d'étalonnage.

La sciure de bois utilisée dans cette étude a été récupérée au niveau d'une menuiserie privée à El Harrach et les chutes de liége l'ont été au niveau d'une usine privée de transformation de liège à Gué de Constantine.

Les deux matériaux ont suivi la même procédure de préparation : un broyage fin, un lavage avec de l'eau distillée et une séparation de la poudre en deux fractions granulométriques (< 200µm et < 500µm). Avant chaque utilisation, les matériaux ont été séchés dans une étuve à 110°C pendant 24h (Marin, 2001).

Le charbon actif en poudre F400 utilisé dans cette étude se présente sous forme d'une poudre d'une granulométrie inférieure ou égale à 50 µm. Avant chaque utilisation, il a subi une déshydratation dans une étuve à 105°C pendant 12 heures (Ayele *et al.*, 1998).

L'adsorption du 4,4 – DDT sur les différents adsorbants testés a été réalisée en réacteur discontinu à la température ambiante (21 ± 2°C) dans des flacons en verre fermés avec du parafilm et contenant 250 ml d'eau distillée dopée à un niveau de 4 mg.L^{-1} du pesticide et une quantité connue de l'adsorbant (fixe pour les cinétiques, variables pour les isothermes). Ces flacons sont placés sous agitation continue assurée par un agitateur magnétique à une vitesse constante de 180 tr.min^{-1}.

Après une durée d'agitation (variable pour les cinétiques et égale au temps d'équilibre déterminé lors des cinétiques pour les isothermes), les solutions sont filtrées par gravitation sur du papier filtre (Sartorius). La méthode analytique décrite ci dessus est appliquée au filtrat pour la détermination de la concentration résiduelle du pesticide.

Afin de vérifier la répétabilité, chaque expérience est refaite trois fois. Un flacon témoin, sans adsorbat, servant de référence, a été traité dans les mêmes conditions pour chaque cas.

Pour déterminer les concentrations résiduelles C_r du pesticide dans les filtrats obtenus après agitation, nous avons appliqué une méthode d'extraction liquide–liquide largement inspirée de la méthode officielle de l'Union Européenne après l'avoir évaluée. Le dosage du résidu de pesticide est réalisé par spectrophotométrie UV - Visible.

Le protocole d'extraction liquide – liquide adopté est le suivant :

- Un volume de 250 ml de l'échantillon d'eau à analyser est introduit dans l'ampoule à décanter et 25 ml d'hexane sont ajoutés. Une agitation manuelle douce est appliquée pendant 15 minutes.
- Après décantation, la phase organique est recueillie dans une fiole.
- Un volume de 25 ml d'hexane est encore rajouté à la phase aqueuse dans l'ampoule à décanter et une agitation manuelle douce est appliquée pendant 15 minutes.
- Après décantation, la phase organique est recueillie de nouveau.
- Les phases organiques sont rassemblées et du sulfate de sodium anhydre est rajouté.

3. Résultats et discussion

a. Méthode analytique

Un balayage spectral d'une solution de 5 $mg.L^{-1}$ de 4,4 – DDT par un spectrophotomètre UVICON 860 nous a permis de déterminer la longueur d'onde à laquelle il faut doser les résidus de ce produit. Il présente une large bande absorbante entre 200 et 220 nm avec un maximum d'absorbance à 204,0 nm. Une bonne linéarité a été obtenue dans la plage de travail choisie « 0,5- 20 $mg.L^{-1}$ », avec un coefficient de corrélation de 0,987.

Le protocole d'extraction liquide – liquide adopté a été évalué par une série de 8 solutions d'eau distillée dopées à un niveau de 1 $mg.L^{-1}$ du 4,4 – DDT. Le rendement d'extraction moyen R de 90,22 % et le coefficient de variation de 18,98 % (< 20%) obtenus sont satisfaisants et montrent bien que cette méthode permet l'extraction du 4,4-DDT avec une bonne précision.

b. Résultats des essais d'adsorption en réacteur discontinu

i. Cinétiques d'adsorption

Les résultats obtenus lors des diverses cinétiques d'adsorption sur chaque matériau sont présentés sur la figure 1 ; ils indiquent bien que le processus d'adsorption est rapide au début et plus lent à l'approche de l'équilibre. Des durées de 35 minutes (pour les chutes de liège), 90 minutes (pour la sciure de bois) et 6 heures (pour le F400) sont nécessaires pour atteindre un équilibre d'adsorption sur ces matériaux.

Ces résultats montrent aussi que la vitesse de saturation des sites d'adsorption est fonction de la granulométrie du matériau. La nature de l'adsorbant est importante et l'adsorption est meilleure avec la sciure de bois (par rapport aux chutes de liège bien sûr). Généralement, l'adsorption est une fonction de la surface spécifique du matériau adsorbant et de son indice d'iode (Ayele *et al.*, 1998).

Les résultats obtenus lors de ces expériences ont été utilisés aussi pour étudier la nature de la vitesse d'adsorption de ce pesticide sur ces matériaux. Les deux modèles cités dans la partie bibliographique à savoir; l'équation de pseudo premier ordre de Lagergren appliquée dans sa forme linéaire (Akhtar *et al.*, 2007), (Sarvinder Singh et Pan, 2004) :

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{K_{ad} \cdot t}{2{,}303} \qquad (1)$$

et l'équation de pseudo second ordre suggérée aussi par certains auteurs comme plus appropriée pour décrire ce type d'adsorption (Quek *et al.*, 1998) :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{2kq_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (2)$$

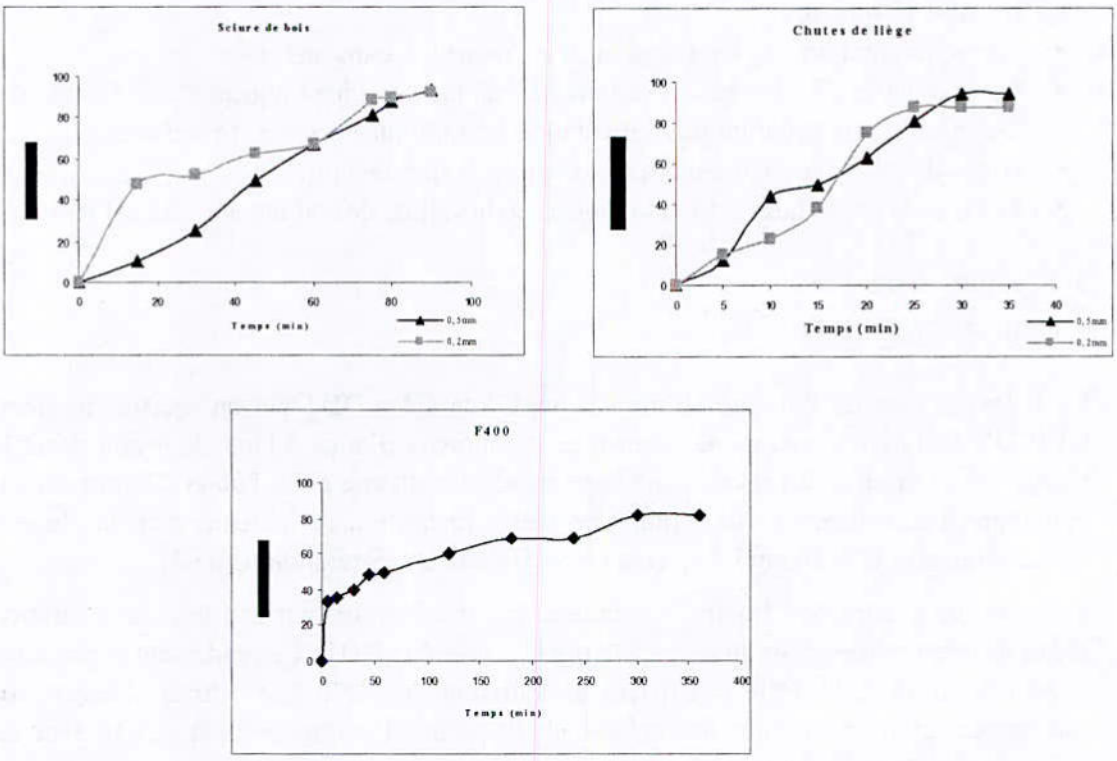


Figure 1 : Cinétiques d'adsorption du 4,4-DDT sur les différents matériaux à 21 ± 2°C et pH = 5,5 ± 0,2

La vitesse initiale d'adsorption h est donnée dans ce cas là par :

$$h = 2kq_e^2 \quad (3)$$

La possibilité de l'existence de diffusion intraparticulaire du soluté durant le processus d'adsorption doit être aussi explorée car c'est l'étape qui contrôle la vitesse d'adsorption. Pour cela, les quantités de 4,4 -DDT adsorbées par unité de masse d'adsorbants, q, à chaque temps t, sont portées sur une courbe en fonction la racine carrée du temps ($t^{1/2}$). La constante de vitesse de diffusion intraparticulaire est déterminée en utilisant la forme suivante de l'équation de Morris - Weber (Akhtar *et al.*, 2007), (Sarvinder Singh et Pan, 2004) :

$$q_t = K_p . t^{1/2} \quad (4)$$

où : q_t : quantité adsorbée par unité de masse d'adsorbant au temps t ($mg.g^{-1}$) et K_P : constante de vitesse de diffusion intraparticulaire ($mg.g^{-1}. min^{1/2}$).

Les courbes linéaires de log (q_e-q_t) en fonction du temps et $1/q_t$ en fonction de 1/t sont présentées sur les figures (1,2 et 3). Les valeurs des coefficients de détermination R^2 (Tableau 1) obtenus montrent bien que l'équation de second ordre est plus appropriée pour modéliser les cinétiques d'adsorption de 4,4 – DDT sur la sciure de bois et le liège ; contrairement à celle sur le F400 qui suit plutôt une cinétique de premier ordre. Les différentes constantes de vitesse calculées sont exposées dans le tableau1. Elles montrent bien que la vitesse initiale est fonction de la granulométrie du matériau ; les molécules du pesticide s'adsorbent plus rapidement sur les particules les plus fines.

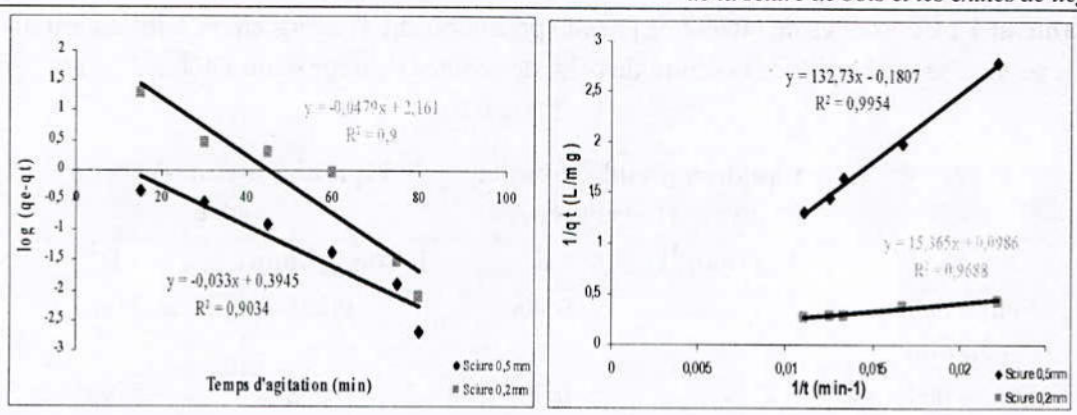


Figure 1 : Courbes **pseudo premier ordre** de Lagergren ($\log (q_e-q_t) = f(t)$) et de **pseudo second ordre** ($1/q_t = f(1/t)$) de la sciure de bois, à 21 ±2°C et pH = 5,5 ± 0,2

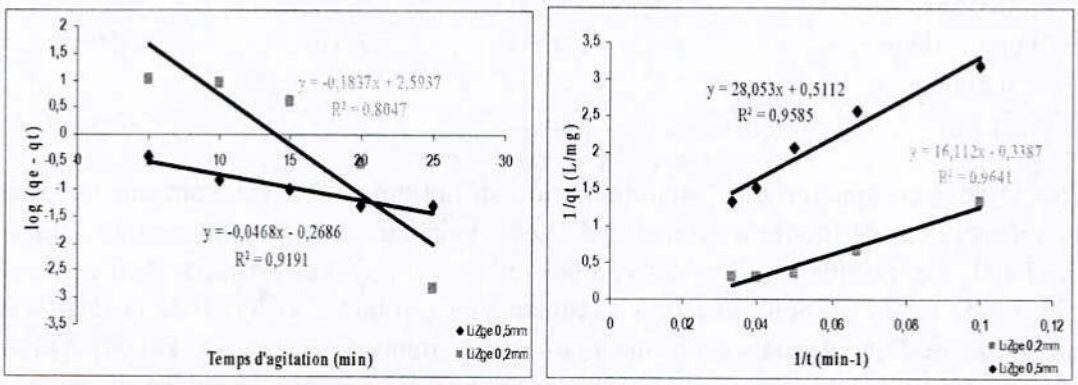


Figure2 : Courbes **pseudo premier ordre** de Lagergren ($\log (q_e-q_t) = f(t)$) et de **pseudo second ordre** ($1/q_t = f(1/t)$) des chutes de liège, à 21 ±2°C et pH = 5,5 ± 0,2

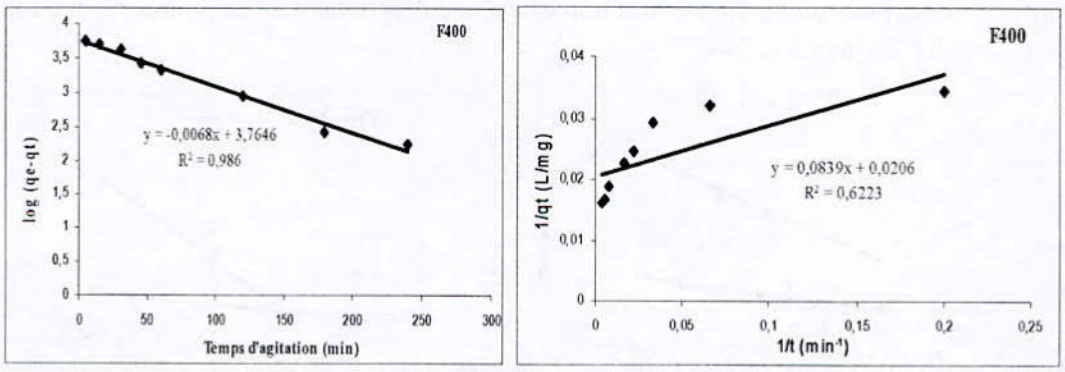


Figure 3 : Courbes **pseudo premier ordre** de Lagergren ($\log (q_e-q_t) = f(t)$) et de **pseudo second ordre** ($1/q_t = f(1/t)$) des chutes de liège, à 21 ±2°C et pH = 5,5 ± 0,2

Tableau 1 : Constantes de vitesse de pseudo premier ordre (Lagergren) et vitesses initiales de pseudo second ordre de la sciure de bois, des chutes de liège et du F400 à 21 ±2°C et pH = 5,5 ± 0,2

	Equation pseudo premier ordre (Lagergren)		**Equation pseudo- second ordre**	
	K_{ad} (min^{-1})	**R^2**	**h ($mg.g^{-1}.min^{-1}$)**	**R^2**
Sciure de bois **0,2mm**	-	0,900	0,065	0,969
Sciure de bois **0,5mm**	-	0,903	0,008	0,995
Chute de liège **0,2mm**	-	0,805	0,062	0,964
Chute de liège **0,5mm**	-	0,919	0,036	0,959
F400	0,016	0,986	-	0,622

Les tracés de q_t en fonction de $t^{1/2}$ sont présentés sur la figure 4. Nous notons une linéarité limitée dans le cas de la sciure de bois et du liège mais beaucoup plus importante dans le cas du F400. Les portions initiales des courbes reflètent un effet de diffusion de film ou de couche limite et les portions linéaires suivantes sont attribuées à l'effet de la diffusion intraparticulaire. Cette dernière est beaucoup plus importante dans le cas du F400 que pour les autres matériaux. Les valeurs de K_p déduites des courbes sont présentées dans le tableau 4. Les portions linéaires des courbes ne passent pas par l'origine indiquant que le mécanisme de l'adsorption du 4,4 –DDT sur ces matériaux est complexe et aussi bien l'adsorption en surface que la diffusion intraparticulaire contribuent à l'étape déterminant la vitesse (Sarvinder Singh et Pan, 2004).

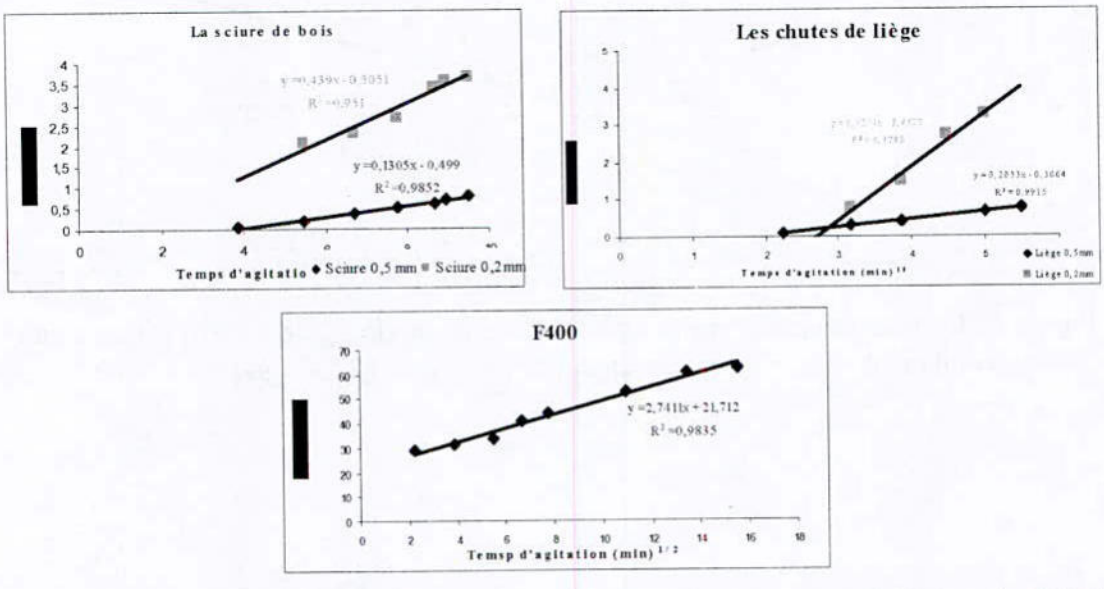


Figure 4 : Courbes de Morris - Weber de la sciure de bois, des chutes de liège et du F400 à 21 ±2°C et pH = 5,5 ± 0,2

Tableau 2 : Constantes de Morris - Weber de la sciure de bois, des chutes de liège et du F400 à 21 ±2°C et pH = 5,5 ± 0,2

	K_p (mg.g^{-1}.min$^{-1/2}$)	R^2
Sciure de bois **0,2mm**	0,439	0,951
Sciure de bois **0,5mm**	0,131	0,985
Chute de liège **0,2mm**	1,427	0,978
Chute de liège **0,5mm**	0,203	0,992
F400	2,741	0,984

ii. Isothermes d'adsorption

Détermination des types d'isothermes

Les isothermes sont mises en œuvre selon le protocole décrit dans le chapitre matériel et méthodes. Les résultats obtenus nous permettent, en premier lieu, de tracer les courbes X/m en fonction de C_e (Figure 5) afin de pouvoir classer les isothermes selon la classification des isothermes d'adsorption de BET (Brunauer, Emmett et Teller) (Chitour, 1992).

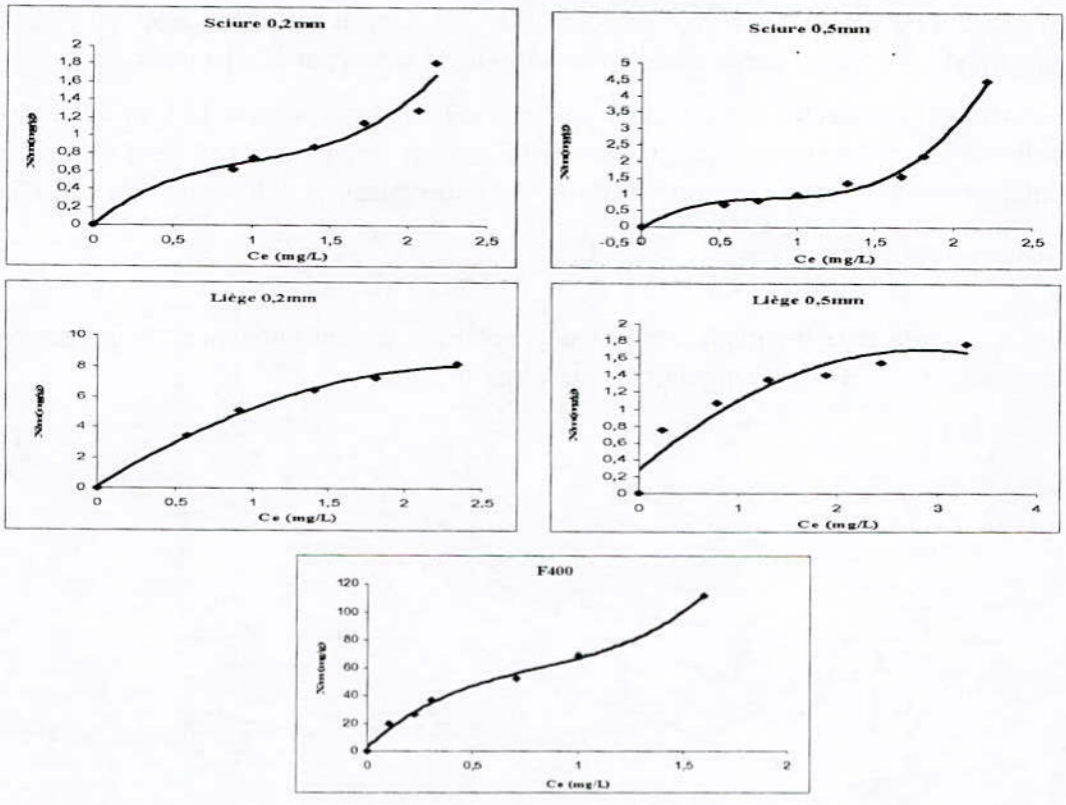


Figure 5 : Isothermes d'adsorption du 4,4-DDT sur les différents matériaux à 21 ±2°C et pH = 5,5 ± 0,2

La figure 5 montre bien que les isothermes d'adsorption sur la sciure et sur le charbon actif F400 sont du type II alors que celle de l'adsorption sur le liège est du type I. Dans le premier cas, nous avons affaire à une adsorption multicouche sur des surfaces ouvertes; les molécules s'adsorbent sur des solides non poreux ou à macro-pores supérieurs à 500 A° en formant d'abord une couche monomoléculaire suivie d'une couche multimoléculaire. Dans le deuxième cas, c'est une adsorption physique ou chimique sur un solide non poreux ou à

micro-pores de diamètre inférieur à 25A° avec formation d'une couche monomoléculaire complète, le solide étant saturé lors du remplissage de la monocouche (Chitour, 1992). Il y aurait donc de faibles interactions à la surface de ces charbons car le nombre de couches ne peut croître librement (Avom *et al.*, 2001). Cependant, une isotherme de type II peut aussi résulter d'une somme d'isothermes I + II (remplissage de micropores suivi d'une adsorption multicouche sur une surface externe).

Modélisation des isothermes

Les résultas obtenus précédemment ont permis aussi, en utilisant les modèles d'adsorption de Langmuir et de Freundlich linéarisés (équations 5 et 6 respectivement) (Desjardins, 1997), d'obtenir les isothermes présentées sur les figures 6 et 7 pour les différents matériaux d'adsorption testés. $Q_e = \frac{X}{m} = \frac{q_m b C_e}{(1 + bC_e)}$ (5) $Q_e = \frac{X}{m} = K_f Ce^{1/n}$ (6)

où : Q_e : quantité de soluté adsorbée par unité de masse de l'adsorbant à l'équilibre ($mg.g^{-1}$) ; X : quantité de produit adsorbée ($mg.L^{-1}$) ; m : masse d'adsorbant (g) ; q_m : capacité maximale de l'adsorbant ($mol.g^{-1}$), appelée aussi capacité ultime ; b : constante thermodynamique de l'équilibre d'adsorption ; C_e : concentration du soluté dans la phase liquide à l'équilibre ($mg.L^{-1}$) ; K_f : constante qui caractérise le pouvoir adsorbant du support et 1/n : constante qui caractérise l'affinité du soluté pour l'adsorbant.

Les paramètres calculés d'après ces isothermes sont exposés dans le tableau 3. Ce dernier renferme aussi les valeurs calculées du facteur de séparation (*a*) de l'isotherme de Langmuir définie par l'équation suivante (Sarvinder Singh et K.K. Pan, 2004), (Tofan et Paduraru, 2004): $a = \frac{1}{(1 + bC_o)}$ (7)

où : b : constante thermodynamique de l'équilibre d'adsorption tirée de l'équation de Langmuir et C_0 : concentration initiale du soluté en $mg.L^{-1}$.

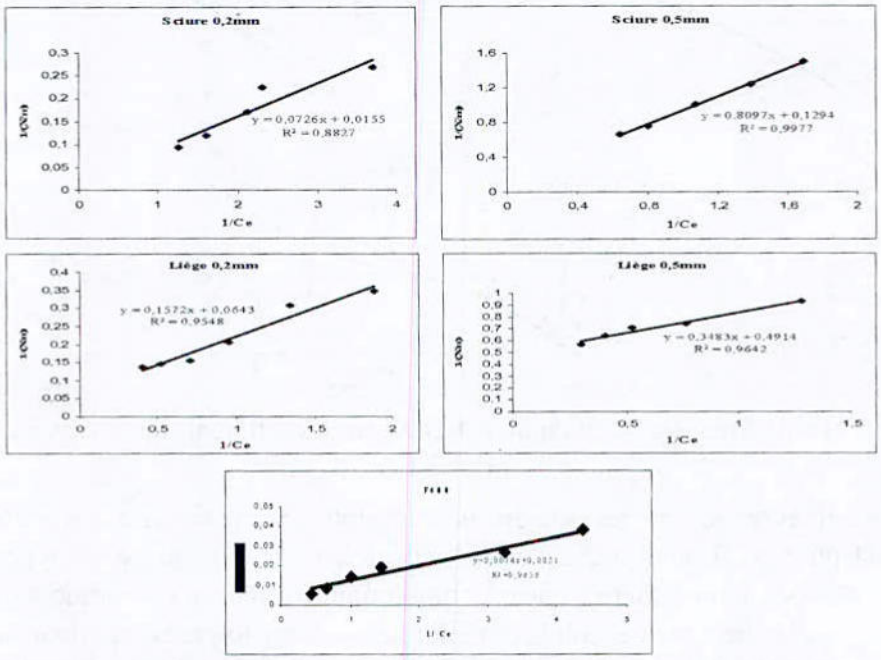


Figure 6 : Isothermes d'adsorption de Langmuir du 4,4-DDT sur les trois matériaux à 21 ±2°C et pH = 5,5 ± 0,2

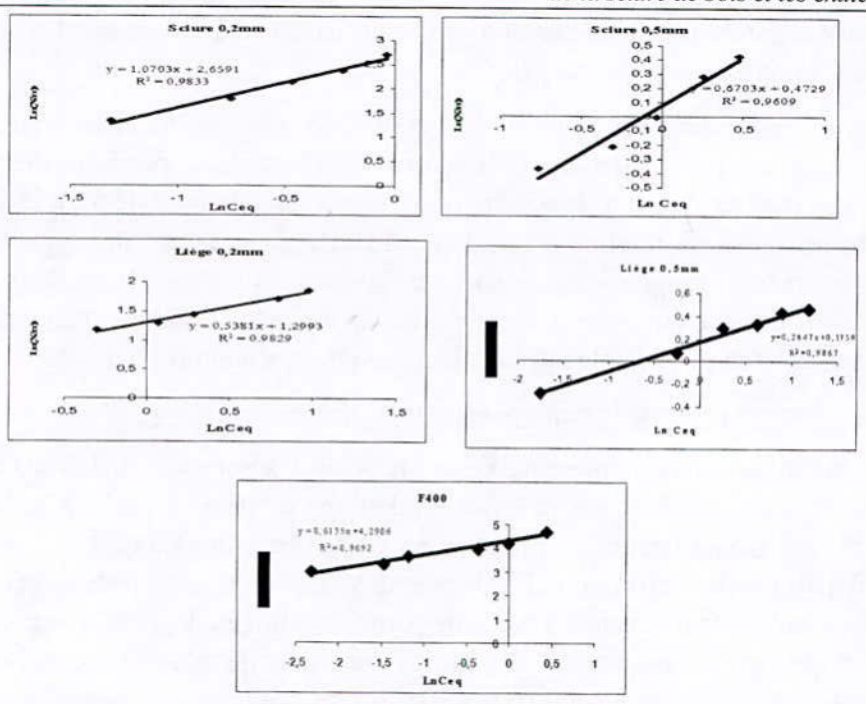


Figure 7 : Isothermes d'adsorption Freundlich du 4,4-DDT sur les trois matériaux à 21 ±2°C et pH = 5

Tableau 3 : Description des isothermes du 4,4 - DDT étudiés dans de l'eau distillée par le modèle de Langmuir et Freundlich (K_f en $mg.g^{-1}$, Q_m en $mg.g^{-1}$ et b en $mg.L^{-1}$)

		Isothermes de Freundlich			Isothermes de Langmuir			
		R^2	1/n	K_f	R^2	Q_m	b	*a*
Sciure de bois	**0,2mm**	0,983	1,07	14,28	0,883	64,52	0,21	0,54
	0,5mm	0,961	0,67	1,60	0,998	7,73	0,16	0,61
Chute de liége	**0,2mm**	0,982	0,54	3,66	0,955	15,55	0,41	0,38
	0,5mm	0,987	0,26	1,19	0,964	2,04	1,41	0,15
F400		0,969	0,61	73,01	0,964	196,10	0,69	0,27

En général, selon les coefficients de corrélation (R^2) obtenus ; une meilleure linéarisation de nos résultats est obtenue avec le modèle de Langmuir. Nous notons aussi des écarts importants dans les capacités d'adsorption des trois matériaux testés. A granulométrie égale, les capacités d'adsorption de la sciure de bois sont plus élevées que celles du liège mais de loin derrière le F400. D'autre part, comme nous l'avons constaté lors des cinétiques d'adsorption, la quantité du 4,4-DDT adsorbée dépend de la granulométrie de l'adsorbant ; plus fine est la taille des grains meilleure est l'adsorbabilité car la capacité d'adsorption augmente lorsque la surface de contact augmente.

Les facteurs de séparation de Langmuir (*a*), calculés pour les trois matériaux, sont compris entre 0 et 1, indiquant une adsorption favorable pour les trois matériaux (Tofan et Paduraru, 2004).

L'adsorption d'un soluté sur charbon est fonction de la surface spécifique de ce dernier, de la distribution de sa porosité, de la nature et de la proportion des groupements de surface. Il

faut ajouter la nature et la quantité en ions de surface en ce qui concerne les charbons bruts comme dans notre cas (Ayele *et al.*, 1998).

La nature du pesticide étudié (molécule organochloré et hydrophobe) nous suggère que son adsorption est de type hydrophobe directement liée à la surface spécifique des particules du charbon. A la valeur du pH à laquelle nous avons travaillé (autour de 5,5), le 4,4 - DDT est sous la forme moléculaire et ne présente pas de charge électrique. Par conséquent, il n'y a pas de mécanisme de type ionique au cours de son adsorption. Il faudrait plutôt parler d'interactions de type physique mettant en jeu les forces de London - Van Der Waals dont résulte une interaction de faible intensité appelée physisorption (Leclerc, 1995).

Influence de la présence de la matière organique naturelle (MON)

L'étude de l'influence de la présence de la MON sur l'adsorption du 4,4-DDT sur les trois matériaux testés à été faite sur une eau synthétique préparée à partir d'acides humiques commerciaux (Aldrich) dans de l'eau distillée à une concentration de $4g.L^{-1}$ et qui a été par la suite dopée à un niveau de $4mg.L^{-1}$ du pesticide. La solution est laissée au repos pendant 48 heures avant toute utilisation. Pour cette partie de notre étude, nous avons choisi de faire les tests d'isothermes uniquement que sur les matériaux de récupération qui ont donné les meilleurs résultats avec de l'eau distillée, à savoir les produits avec la granulométrie la plus fine (< 0,2mm). Des isothermes d'adsorption ont été réalisées dans les mêmes conditions opératoires que précédemment. La linéarisation des résultats obtenus selon les deux modèles de Freundlich et Langmuir, les paramètres calculés après le tracé des graphiques sont rapportés dans le tableau 4.

Tableau 6: Description des isothermes du 4,4 – DDT étudiées dans de l'eau distillée en présence d'acides humiques par le modèle de Langmuir et Freundlich (K_f en $mg.g^{-1}$, Q_m en $mg.g^{-1}$ et b en $mg.L^{-1}$)

	Coefficient de Freundlich			**Coefficient de Langmuir**			
	R^2	**1/n**	**K_f**	**R^2**	**Q_m**	**b**	***a***
La sciure 0,2mm	0,979	1,22	0,89	0,840	38,60	0,07	0,78
Le liége 0,2mm	0,976	0,51	1,67	0,980	4,57	0,54	0,32
F400	0,962	0,45	51,70	0,99	82,00	1,74	0,13

Les résultats obtenus montrent que les isothermes sont en général mieux linéarisés par le modèle de Langmuir et que les capacités d'adsorption ont diminué pour ce pesticide en présence des acides humiques par rapport à ceux obtenus avec de l'eau distillée pure et ce pour les trois matériaux testés. Ils montrent aussi que la sciure de bois présente, comme dans le premier cas, une meilleure capacité d'adsorption par rapport aux chutes de liège mais toujours bien loin de celle du F400.

Les facteurs de séparation de Langmuir (*a*) calculés pour les trois matériaux sont aussi compris entre 0 et 1, indiquant une adsorption favorable pour les trois matériaux (Tofan et Paduraru, 2004).

Afin de mieux illustrer cette baisse de capacité d'adsorption des trois matériaux, nous avons calculé les pourcentages de réduction de leur capacité d'adsorption par la formule suivante :

$$\%K = \frac{K_{Eaudist} - K_{eaudist+AH}}{K_{Eaudist}} \qquad (8)$$

Tableau 7 : Pourcentage de réduction des capacités d'adsorption (Calculés pour les deux modèles) par rapport à l'eau distillée

	Réduction des capacités d'adsorption en %	
	Modèle de Freundlich	**Modèle de Langmuir**
La sciure de bois	93,77	40, 17
Les chutes de liège	58,15	70,61
F400	29, 19	58,18

La réduction des capacités d'adsorption est due en partie aux interactions pesticide - acides humiques. Leur association donne formation de complexes et par conséquent modifie les caractéristiques de l'adsorption. Ce phénomène a été déjà signalé dans la littérature (Ayele *et al.*, 1993).

Les acides humiques sont, par définition, des produits apolaires; très hydrophobes et de grande taille. Leur adsorbabilité a déjà été mise en évidence (De Laat, 1988), elle dépend de leur nature et du type de charbon. Leur adsorption réduit le nombre de sites disponibles pour les micropolluants et pourrait même bloquer l'accès aux pores, diminuant ainsi la capacité d'adsorption de l'adsorbant.

Conclusion

Ce travail a permis de mettre en évidence les capacités des produits de récupération (la sciure de bois et les chutes de liège) dans l'élimination par adsorption du pesticide étudié (le 4,4-DDT).

Les résultats obtenus montrent que :

- Le pesticide s'adsorbe rapidement sur ces matériaux suivant une cinétique de pseudo – second ordre et un mécanisme complexe.
- La sciure de bois présente une meilleure capacité d'adsorption que le liège mais bien loin de celle du charbon actif F400.
- La présence de la matière organique dans l'eau a une influence négative sur la capacité d'adsorption de ces matériaux.

Ces résultats, obtenus sur des produits bruts sans aucune modification, sont très encourageants pour la valorisation de ces déchets dans le domaine du traitement des eaux. La modification chimique de ces matériaux afin d'améliorer leurs capacités d'adsorption fait l'objet d'un travail actuellement en cours

Bibliographie

[1] Perrin R. et Sharf J. P. ,1995. ***Chimie Industrielle***, T2. Ed. Masson, Paris - Milan - Barcelone, 873-897

[2] Agdi K., Benaabdelrrazik N. et Azmani A., 2001. ***Removal of atrzine from waste water by adsorption on saw dust***. Cahier de l'Association Scientifique Européenne pour l'Eau et la santé, Vol.6, N°1 : 21-27.

[3] Baçaoui A., Yaacoubi A., Bennoune C., Dahbi A., Ayele J. et Mazet M., 1998. ***Characterisation and utilisation of a new activated carbon obtainde from Moroccan olive wastes***, J. Water SRT – Aqua, Vol. 47, N°2 : 68-75.

[4] Boussahel R., Harik D. et Moussaoui K. M., 2003. ***Essais d'élimination des pesticides présents dans les eaux algériennes***, Compte – rendu des 2éme Journées Scientifiques de l'ANDRS, Oran - Algérie, pp. 38-40.

[5] Marin J. ,2001. ***Elimination de cations métalliques en solutions aqueuses par de la sciure de bois d'épicéa – Valorisation de la sciure par modification chimique et greffage de molécules aux fonctions échangeuses d'ions,*** Thèse de Doctorat de l'Université de Limoges – France

[6] Ayele J., Leclerc V. et Coullault P., 1998. ***Efficiency of three activated carbon for the adsorption of atrazine and diuron - use of some models***, J Water SRT-Aqua., Vol. 47, N°1, 41-45.

[7] Akhtar M., Moosa Hasany S., Bhanger M.I. et Iqbal S., 2007. ***Low cost sorbents for the removal of methyl parathion pesticide from aqueous solutions,*** Chemosphere, 66, 1829–1838

[8] Sarvinder Singh T. et Pan K.K., 2004. ***Equilibrium, kinetics and breakthrough studies for adsorption of fluoride on activated alumina***, Separation and Purification Technology, Vol. 36, N°2, 139-147

[9] Quek S.Y., Wase D.A.J. et Forster C.F., 1998. ***The use of sago waste for the sorption of lead and copper***, Water SA, Vol. 24, No. 3, 251-256

[10] Chitour C.E. ,1992. ***Physico-chimie des surfaces, les interfaces gaz - solide et liquide – solide***, Vol. 2, OPU, Alger

[11] Avom J., Ketcha Mbadcam J., Matip M.R.L. et Germain P., 2001. ***Adsorption isotherme de l'acide acétique par des charbons d'origine végétale***, African Journal of Science and Technology (AJST) Science and Engineering Series, Vol. 2, N° 2, 1-7

[12] Desjardins R..,1997. ***Le traitement des eaux***; 2ème Edition., E.P, Montréal.

[13] Tofan L. et Paduraru C., 2004. ***Sorption Studies of AgI, CdII and PbII Ions on Sulphydryl Hemp Fibers***, Croat. Chem. Acta, 77 (4), 581-586

[14] Leclerc V. ,1995. ***Etude de la coadsorption de molécules organiques et de cations minéraux sur charbons actifs***, Thèse de Doctorat de Université de Limoges - FRance

[15] Ayele J., Fabre B. et Mazet M., 1993. ***Influence de l'origine et de la nature des acides humiques sur l'adsorption de l'atrazine sur charbon actif en poudre***, Revue des Sciences de l'Eau, Vol.6, N°4, 381-394.

[16] De Laat J., 1988. ***Contributions à l'étude de mode d'évaluation de molécules organiques, modèles sur charbon actif en grains, Interaction entre le processus d'adsorption et de biodégradation***, Thèse de Doctorat, de l'Université de Poitiers - France

CARACTERISATON ET TRAITEMENT BIOLOGIQUE PAR BOUES ACTIVEES D' EFFLUENT DE LAITERIE

CHARACTERIZATION AND BIOLOGICAL TREATMENT BY ACTIVATED SLUGE OF DAIRY EFFLUENT

YAHI* H. ET HAMI A.

Laboratoire de Traitement des Eaux,
Faculté des Sciences Biologiques et Agronomiques
Université Mouloud MAMMERI, Tizi Ouzou
** E mail : Hamyahi@ yahoo.fr*

Résumé

L'étude porte sur l'épuration biologique par boues activées des effluents de la laiterie Draa Ben Khedda (wilaya de Tizi Ouzou) dont le débit est évalué à 1255 m3/j avec une charge organique pouvant atteindre 7500 mg / l en DC0 et 4800 mg/l en DBO_5.

Les essais préliminaires, effectués avec des solutions synthétiques obtenues par dilution du lait reconstitué produit par la même laiterie, à des concentration initiales inférieures ou égales 1250 mg DCO /l, ont montré que l'augmentation du temps d'aération (de 3 à 24 heures) et du taux de recyclage (jusqu'à 400 %) entraînent une diminution très significative de la DCO résiduelle.

Ainsi, il faut 24 heures d'aération pour réduire une DCO initiale de 557, 6 mg/l à 95,6 mg/l sans recyclage (soit un rendement de 82,8 %).

Avec un taux de recyclage de 100 %, conjugué à un temps d'aération de 24 heures, on obtient une DCO résiduelle de 112,37mg/l à partir d'une DCO initiale de 1209,6 mg/l (soit un rendement de 90,71 %); la norme de rejets est de 120 mg/ l.

Le très faible taux de nitrification observé est dû à la fois aux faibles teneur en substrat ammoniacal des solutions synthétiques fortement dilués (f = 100), à l'insuffisance du temps de réaction et à la concentration élevée en substrat organique qui inhibe les bactéries nitrifiantes.

Par conséquent pour les effluents de la laiterie, très fortement chargés en matière organique, il faut peut être envisagé des traitements biologiques extensifs.

Mots clés : Effluents de laiterie, épuration biologique, boues activées.

1. Introduction

En Algérie, l'intérêt économique et écologique à récupérer les sous produits industriels et à recycler l'eau usée justifient amplement que l'on s'intéresse aux effluents polluants de l'industrie laitière réputée grande consommatrice d'eau.

Les effluents de la laiterie de Draa Ben Khedda (Wilaya de Tizi Ouzou), mise en service en 1971, dont le débit est estimé à 1255 m3/j ne sont pas traités à ce jour. Ils sont caractérisés par une très forte charge organique polluante pouvant atteindre 7500 mg DCO/l et 4800 mg DBO5 /l.

Selon Hamdani et al, 2004, les traitements physico chimiques par le chlorure ferrique et le sulfate d'aluminium n'éliminent que 35 à 39 % de la DCO qui se présente à 80% à l'état dissout.

En raison de leur aptitude élevée à la biodégradation, les effluents de laiterie peuvent être traités par voie biologique. Le coefficient de biodégradabilité ($K = DCO/DBO_5$) de l'ordre 1.3 à 1,7 avoisine celui des eaux domestiques. Cependant, ces effluents réputés pour leur teneur élevée en lactose, azote et phosphore sont très fermentescibles et peuvent évoluer facilement vers l'acidité.

Le traitement biologique par boues activées équipe la majorité des stations d'épuration des effluents à dominante organique. Il est généralement constitué d'un bassin d'aération (réacteur biologique) suivi d'un clarificateur. Ce type de procédé consiste à transformer la pollution organique soluble par une biomasse épuratrice en une pollution insoluble appelée « boue » avec l'obtention d'une eau épurée.

L'objectif de ce travail consiste à déterminer, en réacteur biologique de laboratoire, l'influence des conditions hydrauliques (débit, taux de recyclage) et biochimiques (concentration en substrat organique) sur l'élimination simultanée de la pollution hydrocarbonée, azotée et phosphatée des eaux usées de la laiterie de Draa Ben Khedda .

2. Matériel et méthodes

a. Appareillage

Les essais sont effectués sur un pilote de laboratoire de type behrotest® KLD4. Un schéma de fonctionnement du pilote est donné en figure (1).

Le réacteur est composé des éléments suivants :

–Un bac en PVC assurant le stockage de l'eau à traiter d'un volume de 30 litres ;

–Un vase en verre d'une capacité de 04 litres, agité et aéré en continu, alimenté en eau usée par une pompe péristaltique permettant de contrôler le débit ; il devrait assurer l'oxydation de la matière organique en ammoniaque puis en nitrate. Un oxymètre permet de mesurer la teneur en oxygène en continu ;

–Un vase de décantation en verre, de forme cylindrique à fond conique et possédant un volume de 2 litres, assurant la séparation de l'effluent épuré avec les boues arrivant du bassin d'aération par gravité; celles-ci sont en partie recyclées dans le bassin d'aération (boues recyclées) et en partie extraites (boues en excès) ;

Un bac en PVC d'une capacité de 30 litres, assurant la collecte des eaux traitées.

L'ensemble est muni de deux pompes d'alimentation et de recyclage pouvant débiter chacune entre 0,25 et 2 l/h en assurant un temps de passage maximum de 24 heures.

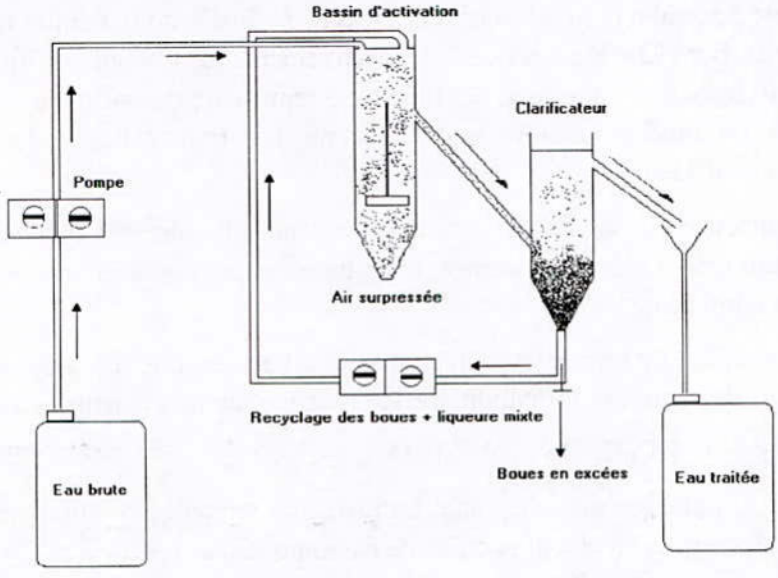


Figure 1 : Schéma de fonctionnement du réacteur biologique.

b. Méthodes Analytiques

Les échantillons d'eau usée laitière destinés à la caractérisation sont prélevés à partir du réseau d'assainissement de l'unité selon les techniques décrites par Rodier, 1996 et Degrémont, 1989.

Des volumes d'effluent sont prélevés chaque jour dans des récipients en plastique préalablement rincés avec l'eau à épurer puis transportés dans une glacière jusqu'au laboratoire le plus rapidement possible pour être aussitôt caractérisés. Les analyses physico-chimiques (MES - pH - DCO - DBO_5 - NH_4^+ - NO_3^- - PO_4^{3-}) sont effectuées selon les normes AFNOR.

L'évaluation des performances d'épuration du réacteur biologique consiste à mesurer à l'entrée et sortie la DCO, la DBO_5, l'ammonium, les nitrates et les ortho phosphates.

Le calcul du taux d'abattement d'un paramètre, exprimé en pourcentage, est basé sur la formule suivante : $\%\,\text{Abattement} = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100$

Ci : Concentration initiale et C_f : Concentration finale

Seuls les résultats concernant la matière organique, exprimée en DCO, sont rapportés dans cette étude.

3. Résultats et discussion

a. Caractérisation de l'effluent de la laiterie de Draa-Ben-Khadda

La composition moyenne des rejets donnée dans le tableau (1) montre que l'effluent présente une très forte charge organique avec une DCO et une DBO5 moyennes respectivement égales à 4270 mg/l et 2460 mg/l et des valeurs maximales pouvant atteindre 7500 mg DCO/l et 4800 DBO5 /l.

Si l'on considère que la DBO5 moyenne des effluents domestiques est de 300 mg/l selon Degrémont, 1989, il apparaît que les effluents laitiers sont 8 fois plus concentrés.

Si l'on se réfère aux valeurs moyennes de DC0 et de DBO_5 du lait entier reconstitué à la laiterie de Draa Ben Khedda, évaluées respectivement à 133 g/l et 76 g/l , on peut également considérer que l'eau usée de la laiterie représente du lait dilué 31 fois environ. Le coefficient de biodégradabilité qui avoisine 1,7 traduit l'aptitude à l'épuration biologique de ces effluents.

Le pH est caractérisé par de fortes variations pouvant atteindre des extrêmes de 3 à 11. Etant donné leur teneur élevée en lactose, les eaux usées passent avec une extrême rapidité à l'état de formation acide.

Dans ce processus, dit de fermentation lactique en milieu aérobie, il y'a décomposition par *Bacillus lacticus* du lactose et formation d'acide lactique selon la réaction suivante :

$$C_{12}H_{22}O_{11} + H_2O \rightarrow 2\,C_6H_{12}O_6 = 4\,C_3H_6O_3 \quad .$$

En aérobiose, il peut se dérouler une fermentation alcoolique qui consiste en un dédoublement des sucres en alcool et en acide carbonique par les levures (*Saccharomyces*) et moisissures (*Aspergyllus, Penicillium, Mucor*) suivit d'une fermentation acétique sous l'influence d' Acétobacter aceti, selon les réactions suivantes:

$$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2C_2H_6O + 2\,CO_2$$
$$C_2H_6O + O2 \rightarrow C_2H_4O_2 + H_2O$$

Si l'anaérobiose s'installe, alors il se produit des aides organiques volatils de formule générale ($C_nH_2nO_2$).

L'acide butyrique est produit par *clostridium* à partir du sucre et de l'alcool selon les réactions suivantes :

$$C_6H_{12}O_6 \rightarrow C_4H_8O_2 + 2CO_2 + 2H_2 \quad (\text{par } \textit{clostridium})$$
$$C_2H_6O + C_2H_4O_2 \rightarrow C_4H_8O_2 + H2O \quad (\text{ paar } \textit{Terminosprus kluyveri})$$

L'anaérobie conduit à la formation de méthane (fermentation forménique) selon la réaction suivante: $C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CH_4 + 3\,CO_2$

Les solutions de lavage alcalines ou acides (acide nitrique, soude) des appareils sont également impliquées dans ces variations de pH. Les fortes teneurs en azote et en phosphore de ces effluents sont en accord avec celles rapportées par Degrémont, 1989.

Tableau 1 : Composition moyenne de l'effluent laitier de Draa Ben Khedda (Wilaya de Tizi ouzou)

Paramètres analytiques	Valeurs moyennes	Normes algériennes des rejets
Couleur	Blanchâtre	
Température	25°c	30°c
PH	3 -11	5.5 a 8.5
MES	587.5 mg/l	30 mg/l
DBO_5	2460 mg/l	40 mg/l
DCO	4270 mg/l	120 mg/l
BiodégradaBilit K= DCO/DBO5	1.73	
NH_4^+	8.47 mg/l	Azote global : 40 mg/l
NO_3^-	20.45 mg/l	Phosphore total : 2 mg/l
PO_4^{-3}	21 mg/l	

b. L'effluent synthétique

Etant donne la forte charge organique de l'effluent de la laiterie, il a été convenu de procéder à des essais préliminaires de traitement en utilisant des effluents synthétiques préparés au laboratoire à partir du lait produit par la laiterie.

L'effluent synthétique est obtenu par des dilutions appropriées du lait produit par la laiterie. L'évaluation des paramètres de pollution dans le lait fabriqué et commercialisé par la laiterie est donnée dans le tableau (2).

La charge organique moyenne, exprimée en DBO_5, est voisine de celle donnée par Degrémont, 1989, pour le lait soit de 100g/l environ.

Tableau 2 : Valeurs moyennes des paramètres de pollution du lait produit par la laiterie de DRAA Ben Khedda

pH	DBO_5 (g/l)	DCO (g/l)	NH_4^+ (mg/l)	NO_3^- (mg/l)	PO_4^{-3} (mg/l)
7,4	76.00	133.00	62.71	408.85	435.71

L'effluent synthétique est préparé quotidiennement à partir du lait de la laiterie (conservé dans le réfrigérateur à 4° C) et dilué par l'eau de robinet, de façon à obtenir des concentrations souhaitées en DCO.

En pratique, la variabilité de la composition du lait d'un sachet à l'autre et les erreurs consécutives aux fortes dilutions influent directement sur la concentration de l'effluent servant à alimenter le réacteur. On procède donc régulièrement au dosage de la DCO de l'effluent pour connaître la charge polluante réellement appliquée sur le pilote.

L'utilisation de l'effluent synthétique (lait dilué) se justifie d'une part par les très fortes charges organiques de l'effluent réel, par les contraintes techniques relatives aux difficultés de prélèvement fréquents de volumes importants et de transport des échantillons, d'autre part par la nécessité expérimentale de travailler avec des effluents de composition constante et contrôlable.

Les eaux résiduaires industrielles des laiteries sont considérées pratiquement comme du lait complet très fortement dilué. En principe, elles ne contiennent que des éléments du lait, du lactose en solution, de l'albumine, des particules de graisses non dissous et quelques particules de sable et autres substances chimiques ayant servi à l'entretien et lavage des ateliers, Meinck et al 1977.

c. Phase d'ensemencement du réacteur biologique

L'ensemencement du bassin d'aération est réalisé en batch avec l'eau résiduaire diluée de la laiterie de Draa-Ben-Khedda additionnée de boues activées prélevées à partir d'une station d'épuration biologique municipale. Cette phase qui a duré trois semaines, a abouti à un dépôt de boues biologiques, au fond du décanteur secondaire, d'apparence visqueuse et brunâtre et caractérisées par une mauvaise décantation.

Durant la période d'ensemencement, la concentration de l'effluent varie selon l'échantillonnage.

Lors de la phase d'ensemencement il a été observé ce qui suit :

–Formation d'une couche superficielle de bactéries filamenteuses (bulking) ;

–Présence des colonies de larves, suivies peu après de mouches dans le bassin de boues activées ;

–Dégagements persistants de mauvaises odeurs.

d. Influence de la charge volumique (C_v) sur le rendement du réacteur

La charge volumique s'écrit : $C_v = C_i \times Q / V$; en (kg DBO_5 /m^3. j)

C_i = concentration initiale de l'effluent à traiter (kgDBO_5/m^3) ; Q = débit de l'effluent à traiter (m^3 /j) ; V= volume du réacteur (m^3)

Lors de tous les essais de traitement effectués la concentration en O_2 dissous dans le bassin d'aération est maintenue autour de 5 mg/l. par une injection d'air et la vitesse d'agitation de la liqueur mixte est constante. La température est celle du laboratoire.

i. Sans recyclage

Le tableau (3) donne toutes les valeurs des DCO résiduelles, des rendements d'élimination de la DCO obtenus en fonction de la DCO initiale, du temps de passage et de la charge volumique (C_v) appliquée.

Il apparaît clairement que la DCO résiduelle augmente avec la DCO initiale et qu'elle est inversement proportionnelle au temps de passage de l'effluent dans le réacteur, figure (2). Une DCO de 95,6 mg/l à la limite de la norme de rejet (90-120mg/l) peut être obtenue à partir d'une DCO initiale de 557,3 mg/l avec un temps d'aération de 24 heures correspondant aux conditions extrêmes de fonctionnement hydraulique en continu du réacteur utilisé. Pour des temps de passage allant de 3 à 24 heures le rendement du réacteur varie de 54,19 à 86,63 %, figure (3). Les valeurs des charges volumiques correspondant à l'ensemble des essais varient de 0,11 à 6,1 kg DBO_5 /m^3.j.

Tableau 3 : Influence de la charge volumique (Cv) sur le rendement du réacteur biologique sans recyclag

Débit (Q)				Q = 0.25 l/h =6.10^{-3} m^3/j			Q = 0.5 l/h =12.10^{-3} m^3/j			Q = 1 l/h =24.10^{-3} m^3/j			Q =1.5 l/h =36.10^{-3} m^3/j			Q = 2 l/h =48.10^{-3}m^3/j		
Charge hydraulique C_H = débit / surface (m/j)				0.045			0.09			0.18			0.26			0.36		
Temps de passage ζ = Volume / débit (heures)				24 h			12 h			6 h			4 h			3 h		
Facteur deDilution du lait	DCO initiale (mg/l)	DCO moyenne(mg/l)	DBO5 initiale (mg/l)	C_V(Kg DBO_5 /m^3/J)	DCO résid (mg/l)	η (%)	C_V (Kg DBO5/ m^3/J)	DCO résid (mg/l)	η (%)	C_V(Kg DBO5/ m^3/J)	DCO résid (mg/l)	η (%)	C_V(Kg DBO5/ m^3/J)	DCO résid (mg/l)	η (%)	C_V(Kg DBO5/ m^3/J)	DCO résid (mg/l)	η (%)
100 fois	1320	1240	763,01	0,76			1,53			3,05			4,58			6,10	604.69	54.19
	1250		722,54	0,72	170.7	86.63	1,45			2,89			4,34			5,78		
	1249.65		722,34	0,72			1,44	310	75.19	2,89			4,33			5,78		
	1243		718,50	0,72			1,44			2,87	420.5	66.17	4,31			5,75		
	1138		657,80	0,66			1,32			2,63			3,95	445.8	60.75	5,26		
150 fois	780.5	759.84	451,16	0,45			0,90			1,80			2,71			3,61	354.34	54.60
	758.4		438,38	0,44			0,88			1,75			2,63	287.19	62.13	3,51		
	755		436,42	0,44			0,87			1,75	258.8	65.72	2,62			3,49		
	752.66		435,06	0,44	127.8	83.02	0,87			1,74			2,61			3,48		
	752.66		435,06	0,44			0,87	235	68.77	1,74			2,61			3,48		
200 fois	587.5	556.64	339,60	0,34			0,68			1,36	148	74,8	2,04			2,72		
	570		329,48	0,33			0,66	100.8	82.36	1,32			1,98			2,64		
	557.3		322,14	0,32	95,6	82,84	0,64			1,29			1,93			2,58		
	550		317,92	0,32			0,64			1,27			1,91			2,54	225.6	58.98
	518.4		299,65	0,30			0,60			1,20			1,80	175	71.29	2,40		
400 fois	432	383.52	249,71	0,25			0,50			1,00			1,50			2,00	113.6	73.70
	393.4		227,40	0,23			0,45			0,91			1,36	67.2	82.92	1,82		
	385.6		222,89	0,22			0,45	35	90,92	0,89			1,34			1,78		
	353.6		204,39	0,20			0,41			0,82	50.5	85.71	1,23			1,64		
	353		204,05	0,20	25	92,9	0,41			0,82			1,22			1,63		
600 fois	210.8	201.37	121,85	0,12			0,24			0,49			0,73			0,97	76.80	63.56
	208.33		120,42	0,12			0,24	15	92,28	0,48			0,72			0,96		
	200.5		115,90	0,12			0,23			0,46	24	88.25	0,70			0,93		
	200		115,61	0,12	10	95,0	0,23			0,46			0,69			0,92		
	187.2		108,21	0,11			0,22			0,43			0,65	48	74.36	0,87		

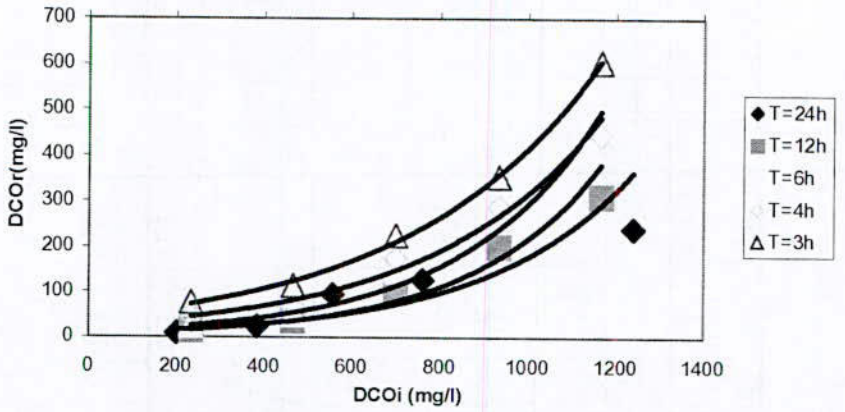
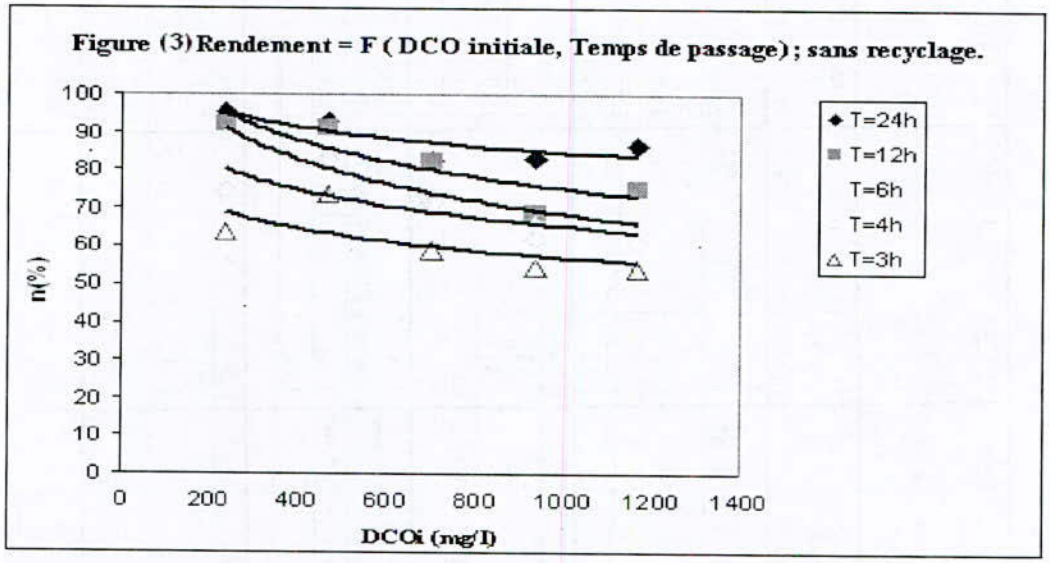


Figure 2 : DCOrésiduelle =F (DCOinitiale,Temps de passage); sans recyclage.



ii. Avec recyclage

Le recyclage qui consiste à ré - injecter une partie du débit des boues extraites du décanteur secondaire vise à accroître la teneur en biomasse dans le bassin d'aération en vue d'augmenter la cinétique de biodégradation de la pollution.

Pour un temps de passage de 2 4 heures, le tableau (4) montre qu'une augmentation du taux de recyclage de 0 à 400 % entraîne la diminution de la DCO résiduelle quelque soit la charge organique appliquée. Ainsi, un taux de recyclage de 400% permet d'abattre la DCO d'entrée de 1250 mg/l à 85 mg/l soit un rendement de 93,15% alors qu'un recyclage de 100% réduit la DCO de 768 à 96 mg/l soit un rendement de 87,5%, figure (4).

Tableau 4 : Influenece de la charge volumique (CV) sur le rendement du réacteur biologique avec recyclage

Facteur de Dilution du lait	DCO initiale (mg/l)	DCO moyenne (mg/l)	DBO5 Initiale (mg/l)	C_V(KgDO_5 / m^3/J)	DCO résiduelle (mg/l) ; Rendement (%)								
					Q_r = 0 l/h R= 0%		Q_r = 0.125 l/h R= 50%		Q_r =0.25 l/h R= 100%		Q_r =0.5 l/h R= 200%		Q_r =0.75 l/h R= 300%
					DCO Résid (mg/l)	η (%))	DCO résid (mg/l)	η (%)	DCO résid (mg/l)	η (%)	DCO résid (mg/l)	η (%)	DCO résid $(mg/l)_f$
100 fois	1250	1223.2	722.54	0.72	170.7	86.63							
	1243.70		718,90	0,72									
	1235		713,87	0,71									74.12
	1230		710,98	0,71			192	84.39					
	1209.60		699,19	0,70					112.37	90.71			
	1171.20		676,99	0,68							89.99	92.31	
150 fois	796.80	771.12	460,58	0,46							52.80	93.37	
	780.50		451,16	0,45									
	780		450,87	0,45									33.20
	768		443,93	0,44			96	87.50					
	752.66		435.06	0.44	127.8	83.02							
	748.80		432,83	0,43					62.40	91.66			
200 fois	595.20	549.52	344,05	0,34					38.40	93.54			
	557.3		322.14	0.32	105.6	81.03							
	547.20		316,30	0,32			57.60	89.47					
	537.60		310,75	0,31							9.60	98.21	
	531.80		307.40	0,31									
	528		305,20	0,31									4.80
400 fois	355.20	337.42	205,32	0,21							5.00	98.59	
	353		204.05	0.20	96	72.8							
	343.48		198,54	0,20									
	335.50		193,93	0,19									00
	320.50		185,26	0,19			38.40	88.01					
	316.80		183,12	0,18					19.20	93.93			

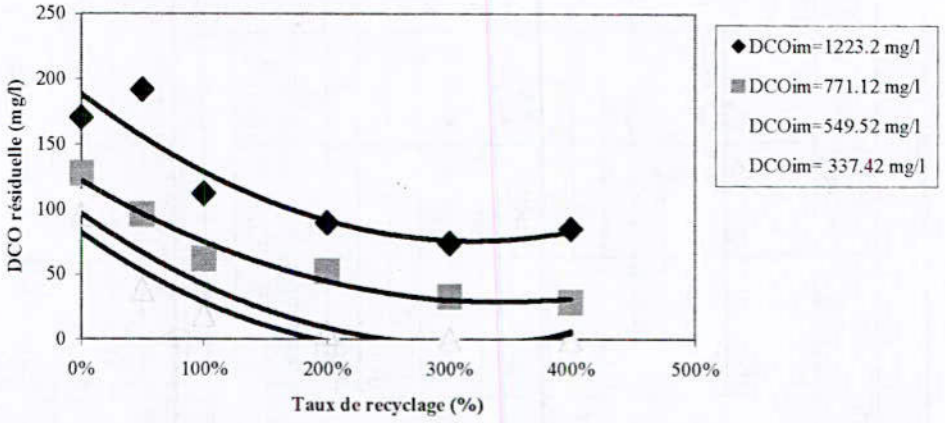


Figure 4 : DCO résiduelle= F (Taux de recyclage, DCO initiale)

4. Conclusion

L'étude a montré que les effluents de la laiterie de Draa Ben Khedda sont caractérisés par une trés forte charge organique pouvant atteindre 7500 mg/ l en DCO et une biodégradabilité élevée (K ≈ 1,7).

Les essais préliminaires d'épuration biologique par boues activées effectués sur des effluents synthétiques obtenus par dilution du lait fabriqué par la laiterie ont montré qu'il est possible d'obtenir un effluent dont la DCO résiduelle est conforme à la norme de rejets (≤ 120 mg/l), avec un temps de passage de 24 heures, à partir d'une DCO initiale inférieure à 660 mg/l.

Le recyclage jusqu'à 400% permet de traiter des effluents plus chargés jusqu'à 1250 mg DCO/l. Pour des effluents beaucoup plus chargés en matières organiques, comme celui de la laiterie de Draa Ben Khedda, il faudrait envisager un traitement biologique extensif comme l'épandage ou le lagunage

5. Références bibliographiques

Degrémont., Mémento technique de l'eau. Technique et Documentation, Paris (1989).

Hamdani.A., Chennaoui M., Assobhei O., Mountadar M. Caractérisation et traitement par coagulation décantation d'un effluent de laiterie. INRA, EDP Sciences (2004).

Meinck F., Stoof. J., Kohlshuetter. L. Les eaux résiduaires industrielles ; Masson, Paris (1977).

Moletta. R.,Torrijos.M..Traitement des effluents de la filière laitière. Vol F1 ; Technique de l'ingénieur, Paris (1999).

Rodier. J. L'analyse de l'eau ; eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer.

Paris (1996).

UTILISATION DES SABLES DES DUNES COMME BIOFILTRE DANS L'EPURATION DES EAUX USEES DE LA VILLE DE OUARGLA (ALGERIE)

F. AMMOUR *,Y. TOUIL **, A. KETTAB ***

*** Laboratoire de Mobilisation et Valorisation des Ressources en Eau (M.V.R.E.)*
** Faculté des sciences et des sciences de l'ingénieur, Université de Ouargla*
E-mail : fasonidz @ yahoo.fr Tel. (213)025399447
**** Ecole Polytechnique d'Alger*

Résumé

En Algérie, sur les 50 stations d'épuration réalisées, près des deux tiers sont à l'arrêt et les 15 stations dites opérationnelles rencontrent des problèmes et leur fonctionnement est rarement conforme aux performances affichées. Cet état de fait montre la gravité de la situation quand on sait que plus de 700 HM^3 d'eaux usées sont évacuées annuellement.

A l'instar des autres wilayas du pays ,la ville de Ourgla (sud algérien) connaît de sérieux problèmes d'assainissement notamment depuis l'arrêt de la station d'épuration en 1980.

La situation alarmante du réseau d'assainissement de la ville de Ouargla ont mis dans l'obligation les autorités de la Wilaya de créer plusieurs points de rejet autour de la ville. Cependant Le rejet des effluents urbains sans aucun traitement préalable a d'une part accentué la remontée de la nappe phréatique et sa contamination et d'autre part engendré la dégradation des palmeraies voisines. Cette Oasis connaît aujourd'hui une situation écologique catastrophique qui pourrait être à l'origine de nombreuses épidémies.

Face à tous ces problèmes que connaît notre pays en matière d'assainissement et de gestion des stations d'épuration ,le recours à d'autres techniques d'épuration, moins coûteuses et plus simples à gérer est devenu incontournable, si l'on veut protéger la santé publique et sauvegarder les milieux récepteurs.

L'utilisation d'un matériau local, tel que le sable des dunes, comme filtre biologique est une technique prometteuse pour l'épuration des eaux usées dans le sud algérien.

Parmi les nombreux paramètres qui conditionnent le pouvoir épuratoire de ces milieux naturels, leurs caractéristiques physico-chimiques, la qualité de l'eau à traiter et la vitesse de filtration sont des facteurs déterminants pour ce procédé.

Cette étude a permis d'une part de déterminer les caractéristiques physico-chimiques des sables des dunes (structure, texture et composition chimique) et de mettre en exergue leur pouvoir filtrant et d'autre part d'évaluer les performances épuratoires du prototype conçu pour cette étude.

1. Introduction

Dans la ville de Ouargla, les rejets des eaux usées d'une manière anarchique et sans traitement, contribuent considérablement à la contamination de la nappe phréatique et à l'accroissement de sa remontée. Par ailleurs, l'état de dégradation et de vétusté de la station d'épuration est tel qu'aucune réhabilitation n'est économiquement envisageable. Donc le recours à d'autres techniques telle que la filtration biologique, en utilisant un matériau local, offre une alternative très prometteuse pour l'assainissement dans la région.

2. Les filtres à sable

Les filtres à sables sont des milieux naturels qui peuvent servir de massifs filtrants dans l'épuration des eaux usées, en assurant un double rôle : rétention des MES et fixation de la biomasse qui se développe autour des grains.

Le choix d'un support filtrant repose sur les critères suivants :

- Surface spécifique importante, favorable au développement bactérien.
- Le support granulaire doit être siliceux, et stable, à faible taux en matière solubles.
- La granulométrie doit être choisie de façon à fournir une surface suffisante au développement du biofilm et d'éviter le colmatage trop rapide du filtre.

3. La biofiltration

La filtration biologique des eaux usées, sur support granulaire et à faible vitesse est devenue un procédé d'épuration particulièrement attractif. En plus de la rétention mécanique des MES, cette technique permet la biodégradation de la pollution organique, phosphorée et azotée.

Sur le plan microbiologique la filtration lente constitue une étape de désinfection qui en plus a l'avantage de bien retenir les protozoaires et les unicellulaires flagellés qui peuvent résister à la désinfection par des agents chimiques. Dans ce processus, on assiste au développement d'une membrane biologique autour des grains de sables, dans laquelle sont hébergés des algues microscopiques, des bactéries et du zooplancton.

ce sont des polymères extracellulaires, synthétisées par les microorganismes qui jouent le rôle de coagulant.

4. Matériel et méthodes

a. Choix du milieu filtrant

Sur la base d'une étude préliminaire, effectuée sur plusieurs sols de la région il ressort que :

- Les sols de la palmeraie ont une texture sableuse limoneuse (SL). Ces sols ont une assez bonne perméabilité et sont légèrement alcalins. Quant à la salinité, elle est très variable dans l'espace et la conductivité électrique de l'extrait de la pâte de sol varie entre 0,60 à 15,43 m.S /cm. Notons que la salinité est faible à moyenne pour la majorité des points de prélèvement, toutefois, 12% des échantillons analysés ont une salinité relativement forte, ceci est dû essentiellement au mauvais drainage, conduisant à des stagnations des eaux dans les régions basses qui reçoivent l'excès d'eau d'irrigation des zones hautes.
- Pour les sables de dune et les sables grossiers, nous pouvons dire que se sont des sols à textures de sable fin (SF) et sable grossier (SG), alcalins avec une salinité très faible et un taux de matières solubles également faible ; ces deux sols sont composés essentiellement par le quartz ont le taux dépasse de 87% de leur composition.
- Les sables des dunes et sables grossiers présentent des caractéristiques favorables à leur utilisation comme milieux fitrants. Les résultats de l'analyse qualitative de ces deux supports sont consignés dans les tableaux 1 et 2 et la figure 1.

Tableau I : Analyse physique des sols

Sol	N° du point	Perméabilité K (cm/h)	La masse volumique en kg/l	Le coefficient d'uniformité	Le diamètre représentatif
Sol de la Palmeraie	Mekhadma	15.29 – 42.89	1.57 – 1.60	1.70 – 1.74	
	Ksar	3.52 – 30.80	1.40 – 1.70	1.68 – 1.72	
	Ain Beida	7.16 – 81.13	1.31 – 1.60	2.22 – 2.40	
	Rouissat	6.28 – 18.49	1.45 – 1.60	1.80 – 1.88	
Sable de dune	Ain Beida	7.2 – 12.8	1.56 – 1.60	1.69	0.18
Sable grossier	Ain Beida	78.0	1.60– 1.62	2.40	0.25

Tableau 2: Analyse chimique des sols

Sol	Point de prélèvement	pH	CE m.S/cm	Insolubles %	%$CaCO_3$
Sol de la Palmeraie	Mekhadma	8,16 – 6,23	1,45–6,00	86,2 – 84,0	0.03– 0.16
	Ksar	7,53 – 6,27	2,12–15,43	85,2 – 80,25	0.03–0.18
	Ain Beida	7,96 -6,12	0,60–5,92	83,2 – 78,9	0.13–0.46
	Rouissat	7,77 -6.25	2,59–11,12	80,2 – 79,0	0.13–0.24
Sable de dune	Ain Beida	8,53	0,52	87,94	0.87
Sable grossier	Ain Beida	7,80	0,82	94,65	0.87

Les courbes de l'analyse granulométrique, correspondant aux trois types de sols (sable de la palmeraie, sable des dunes et sable grossier), sont représentées sur la figure I.

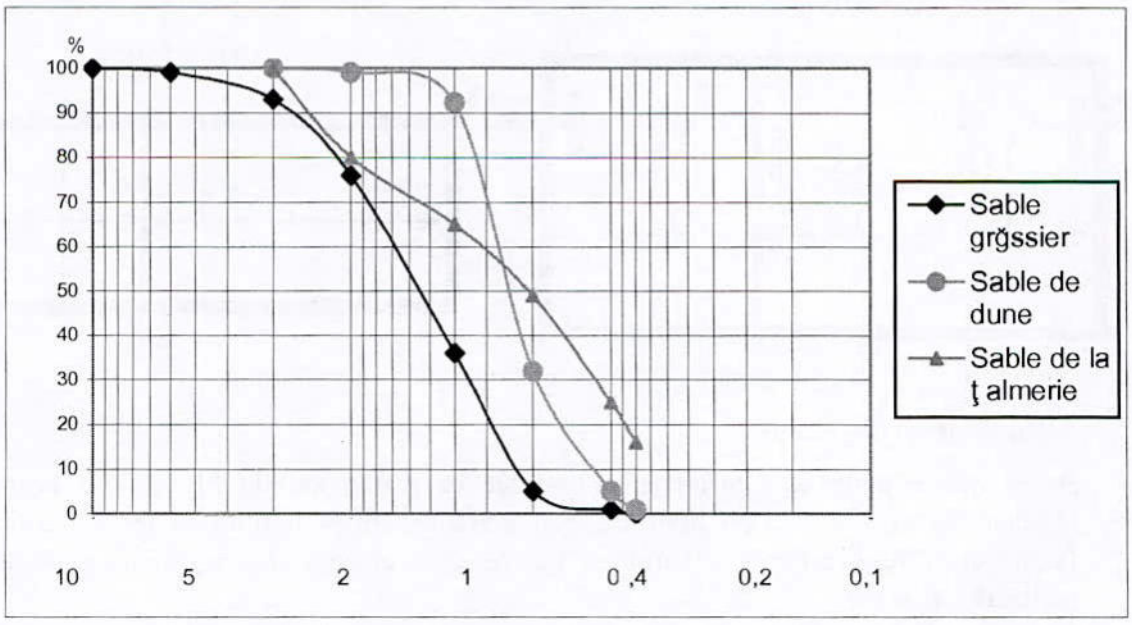


Figure 2 : Analyse granulométrique des sols de la région de Ouargla

Pour notre étude nous avons choisi le sable des dunes qui, en plus de sa disponibilité, présente des caractéristiques très favorables pour son utilisation comme filtre: sa perméabilité est de 7.2 à 12 cm/h, sa salinité est très faible (la conductivité électrique est de 0.52 m.S/cm), le taux des matières insolubles est d'environ 87% (composé essentiellement de quartz), les matières organiques très faibles, inférieures à 1%.L'analyse granulométrique montre qu'il s'agit d'un sol très uniforme ; les dimensions des granulats varient entre 0.3 et 2mm.

b. Dispositif expérimental

Dans le but d'étudier les performances des sables des dunes dans l'épurations des eaux usées prétraitées, nous avons mis en place un dispositif expérimental constitué de :

- Un bac d'alimentation et de régularisation de débit, d'un volume de 250 ml.

- Une fosse septique en plexiglas, qui assure le prétraitement anaérobie, de dimensions:

L_1 = 250 mm, L_2 = 125 mm H = 165 mm h_1=79 mm et h_2 =40 mm (**figure 2**).

- Une colonne de filtration en PVC de 90 cm de hauteur et 24.2 cm de diamètre remplie du bas vers le haut par une couche de gravier de 10 cm et une couche de sable de dune à une hauteur de 70 cm. Elle est posée sur un support en acier surélevé de 25 cm pour permettre la récupération de l'eau filtrée.

-Un système d'alimentation constitué de quatre conduites sous forme d'une croix munie de neuf petites fentes (ϕ=1.4mm) afin de permettre l'alimentation du filtre de façon homogène.

Le débit d'alimentation du filtre est de 2.6l/j.

Durant cette étude (138j), nous avons suivi les performances épuratoires de chaque ouvrage et déterminé le rendement global.

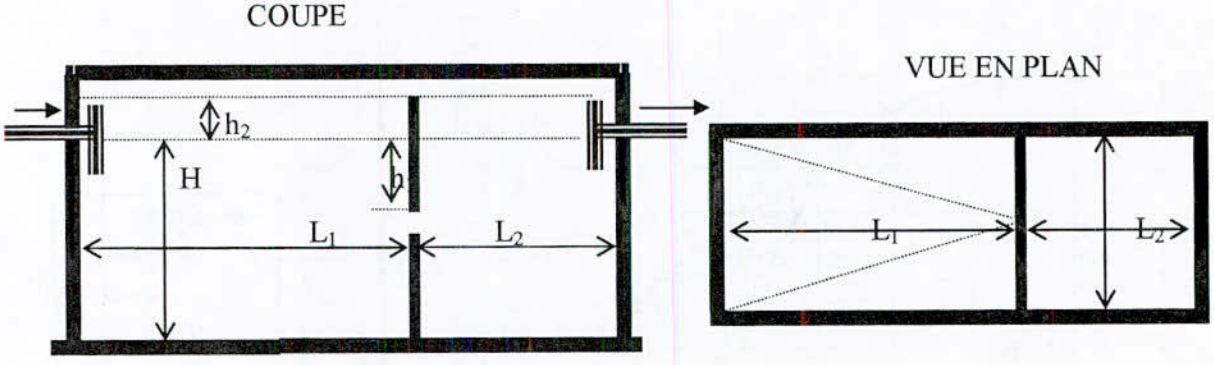


Figure 2 : Les dimensions d'une fosse septique

5. Résultats et discussion

Après quatre jours de fonctionnement (durée de maturation du filtre) nous avons effectué des analyses de l'eau brute, de l'eau prétraitée (entrée du filtre) et de l'eau filtrée (sortie du filtre) à différentes périodes. Les résultats obtenus sont regroupés dans les tableaux 3, 4 et 5.

Nous constatons une augmentation de la salinité à la sortie de la fosse septique, qui pourrait être attribuée aux phénomènes de relargage.

A la sortie du filtre, l'augmentation de la salinité est très importante durant les cinq premiers jours, ce qui pourrait s'expliquer par le lessivage des sels contenus dans le sable. Cette augmentation se stabilise et devient moins importante pour les autres compagnes.

L'évolution du pH à la sortie du filtre montre une légère baisse durant les 4 premiers prélèvements puis une augmentations pour tous les autres échantillons. Ceci s'explique par un développement algal plus intense, donc une forte consommation du CO_2 ,qui se traduit par une élévation du pH.

La dégradation de la matière organique, illustrée par les taux d'abattement sur la DBO_5 et la DCO au niveau de la fosse septique, du filtre à sable et de toute l'installation nous a permis de Dégager les constatations suivantes:

La diminution de la DBO_5 est remarquable, elle atteint un rendement maximum au niveau de la fosse septique après 38 jours, le rendement a connu une stabilisation avec une valeur dépassant 50% (la valeur trouvée dans certains travaux **[10]**) cette augmentation du rendement est justifiée par la température de la région d'étude et la qualité de l'eau usée. Après filtration le taux d'abattement varie de 47 à 88.5 et atteint son maximum après 65 jours .Les performances épuratoires de l'installation dépasse les 62%, avec un maximum de 97%, au bout de 65jours de fonctionnement.

Les abattements obtenus sur la DCO sont également très intéressants : avec une fourchette de 24.3% à 75.6%, pour la fosse septique, 55.8 % à 89.3% pour le filtre et 69.6% à 96.2% pour toute l'installation.

Les rendements obtenus sont très encourageants et semblent justifiés par la température de la région et la qualité de l'eau usée.

Tableau 3 : Analyse des paramètres physico-chimiques

N°	Dates	Nombre de jours (J)	T °C	pH			CE (m.S/cm)		
				Eau brute	Eau prétraité	Eau filtrée	Eau brute	Eau retraité	Eau filtrée
01	10.08.99	5	30	7.48	7.80	8.07	2.60	5.40	13.40
02	17.08.99	12	33	7.11	7.50	7.42	2.80	4.30	5.20
03	29.08.99	24	32	7.37	7.77	7.65	2.70	3.00	4.20
04	05.09.99	31	30	7.43	7.93	7.44	2.80	3.10	3.90
05	12.09.99	38	30	6.31	7.72	7.76	2.70	3.10	4.00
06	19.09.99	45	29	7.42	7.91	8.10	2.70	2.80	3.80
07	26.09.99	52	27	7.44	8.00	7.98	2.80	2.90	3.80
08	09.10.99	65	26	6.93	7.80	8.10	2.70	2.70	3.60
09	17.10.99	72	28	7.23	7.50	8.21	2.70	2.70	3.40
10	30.10.99	86	26	7.11	7.40	8.10	2.60	2.70	3.30
11	13.11.99	100	25	6.44	6.71	8.14	2.50	2.80	3.30
12	20.11.99	107	23	6.81	7.31	8.16	2.70	2.80	3.60
13	29.11.99	116	19	7.22	7.43	8.31	2.30	2.30	3.20
14	04.12.99	121	18	6.88	6.99	8.36	2.80	2.60	3.30
15	12.12.99	129	20	7.38	7.30	8.34	2.60	2.70	3.40
16	21.12.99	138	16	6.72	7.38	8.30	2.50	2.60	3.10

Tableau 4 : Résultats d'analyse de la DBO5

N°	Nombre de jours J	DBO5 mg/l			Le rendement %		
		Eau Brute	Eau Prétraité	Eau filtrée	Rendement FS	Rendement filtration	Rendement global
1	5	430.00	360.00	160.00	16.28	55.56	62.79
2	12	450.00	320.00	170.00	28.89	46.88	62.22
3	24	410.00	240.00	120.00	41.46	50.00	70.73
4	31	330.00	180.00	80.00	45.45	55.56	75.76
5	38	580.00	160.00	40.00	72.41	75.00	93.10
6	45	460.00	140.00	30.00	69.57	78.57	93.48
7	52	260.00	70.00	15.00	73.08	78.57	94.23
8	65	500.00	130.00	15.00	74.00	88.46	97.00
9	86	580.00	260.00	50.00	55.17	80.77	91.38
10	100	580.00	270.00	65.00	53.45	75.93	88.79
11	116	480.00	220.00	60.00	54.17	72.73	87.50
12	121	260.00	110.00	30.00	57.69	72.73	88.46
13	129	400.00	180.00	55.00	55.00	69.44	86.25
14	138	300.00	140.00	45.00	53.33	67.86	85.00

Tableau 5 : Résultats d'analyse de la DCO

N°	Nombre de jours j	DCO mg/l			Les rendements %		
		Eau Brute	Eau Pretraité	Eau filtrée	Rendement F.S	Rendement Filtration	Rendement global
1	5	826.00	538.00	230.00	34.87	57.25	72.15
2	12	1200.00	826.00	365.00	31.17	55.81	69.58
3	24	1104.00	836.00	288.00	24.28	65.55	73.91
4	31	768.00	442.00	154.00	42.45	65.16	79.95
5	38	998.00	394.00	67.00	60.52	82.99	93.29
6	45	1286.00	538.00	86.00	58.16	84.01	93.31
7	52	739.00	259.00	29.00	64.95	88.80	96.08
9	65	989.00	355.00	38.00	64.11	89.30	96.16
10	72	952.00	307.00	58.00	67.75	81.11	93.91
11	86	749.00	346.00	86.00	53.81	75.14	88.52
12	100	768.00	365.00	106.00	52.47	70.96	86.20
13	107	624.00	260.00	77.00	58.33	70.38	87.66
14	116	1536.00	614.40	192.00	60.00	68.75	87.50
15	121	634.00	211.00	76.80	66.72	63.60	87.89
16	129	1498.00	365.00	144.00	75.63	60.55	90.39
17	138	1382.00	461.00	154.00	66.64	66.59	88.86

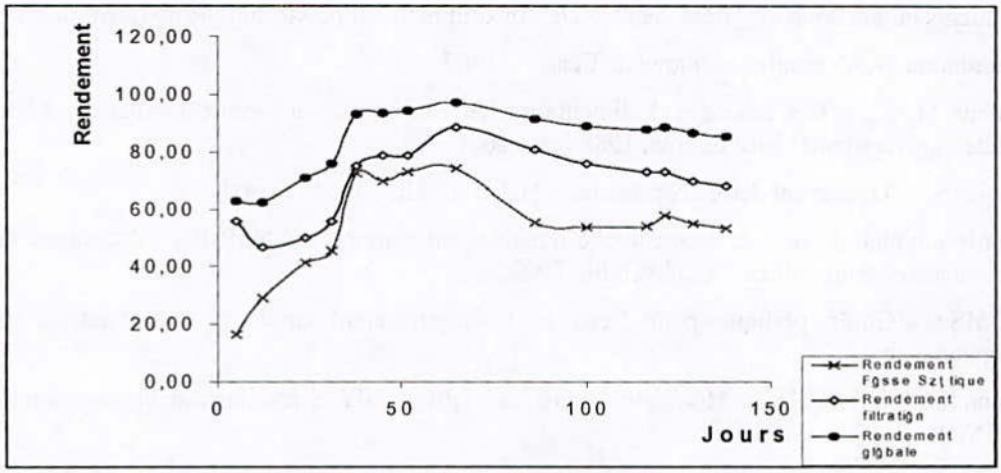


Figure 3 : Evolution de l'abattement de la DCO en fonction du temps et à la sortie de chaque ouvrage.

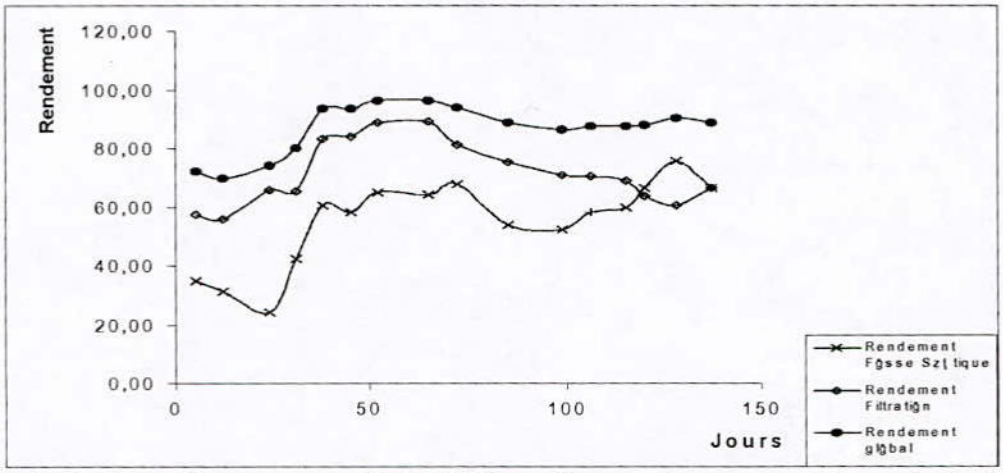


Figure 4: Evolution de l'abattement de la DBO_5 en fonction du temps et à la sortie de chaque ouvrage.

Conclusion

Il ressort de cette étude que l'utilisation des sables de dune permet de résoudre le problème des eaux usées sans recours à des techniques très coûteuses et qui nécessitent des moyens de gestion très importants.

La caractérisation physico- chimique et granulométrique a montré que ce sont des sols très uniformes ,à texture sableuse , essentiellement du quartz ; ils sont peu salins et à faible taux en calcaire et matière organique.

Les résultats obtenus sur l'abattement de la DBO_5 et DCO montrent l'efficacité de cette technique dans la dégradation de la matière organique. Cependant, pour justifier le choix de cette technique, il est nécessaire de réaliser un site expérimental pour réduire les erreurs d'échelle et de prendre en considération les autres paramètres de pollution non étudiés dans ce travail (MES, Pollution azotée, phosphorée et qualité bactériologique)

Bibliographie

[1] -Edil inf; bultin internationale de l'eau et de l'environnement N°11 juin 1996

[2] - Gougoussi C., «Assainissement individuel et aptitude du sol à l'élimination et à l'épuration des effluents domestique » ; Thèse 3éme cycle ; institut national polytechnique de Lorraine ; 1979

[3] - Degrement, « Memonto technique de l'eau » ; 1989.

[4] - Adoun M. S., « Les procédés d'alimentation en eau et d'assainissement urbain »; Maison Erateb universitaire Caire Egypte, 1988 (en arabe).

[5] - Hadjar S., « Traitement des eaux potables » Haleb SERIE ; 1994 (en arabe)

[6] - Centre national d'étude et de recherche intégrées du bâtiment (CNERIB), « Assainissement autonome et semi collectif » ; novembre 1993.

[7] - OMS ; « Guide pratique pour l'eau et l'assainissement rurale et suburbain » ; 1984 Copenhague.

[8] - Normalisation française, « Mise en œuvre des dispositifs d'assainissement autonome » ; AFNOR ; 1992.

VALORISATION DES EAUX USEES TRAITEES EN OLEICULURE: EFFET DE L'IRRIGATION SUR LE STATUT MINERAL DE LA PLANTE

TREATED WASTEWATER VALORIZATION IN OLEICULTURE : EFFECT OF IRRIGATION IN MINERAL STATUTE OF PLANT

Saïda BEDBABIS[1*], Béchir BEN ROUINA[2], Makki BOUKHRIS[1], S. JILAN [2], N. SOUA[2] et A. JRIBI[2]

[1] Faculté des Sciences, B.P 802, 3018 Sfax, Tunisie
[2] Institut de l'Olivier,B.P 1087, 3000 Sfax, Tunisie.
** corresponding author*
Fax +216 74 241 033
Saida_bedbabis@yahoo.fr

Résumé

En milieu urbain, l'accroissement démographique génère des quantités considérables d'eaux usées qui sont traitées dans les stations d'épuration. En raison de leurs origines diverses (rejets domestiques et industriels), ces eaux sont le plus souvent chargées en éléments organiques, minéraux et en microorganismes dont certains pourraient être nuisibles à la santé. Depuis le milieu des années 1980 avec la recrudescence de la sécheresse, une utilisation accrue de ces eaux traitées dans l'agriculture est observée. Dans ce contexte, les eaux traitées à la station d'épuration de Sfax, dont la quantité annuelle excède 500.000 m^3, sont acheminées vers la ferme d'El hajeb situé à 14 Km de la ville et servent à l'irrigation des fourrages installées dans l'oliveraie. La présente étude se propose de déterminer l'impact des eaux usées traitées sur la nutrition minérale de l'olivier. Ainsi, une expérimentation est menée in situ afin de déterminer l'effet de ces eaux sur le contenu foliaire de l'arbre en éléments majeurs et ceux en traces.

Pour ce faire, deux parcelles plantées en oliviers adultes sont choisies : une est irriguée avec les eaux usées traitées et l'autre avec l'eau naturelle provenant d'un puits de surface. Dans ces deux parcelles, le suivi mensuel des réserves minérales : P, K, Na, Mn, Zn, Cd et Pb dans les feuilles est réalisé. Les résultats enregistrés montrent qu'a l'exception du sodium, la concentration des autres éléments minéraux est significativement plus importante dans les feuilles des arbres irrigués avec les eaux usées traitées en comparaison à ceux irrigués avec l'eau de puits. Le taux de potassium est de 1,3 % dans les feuilles des arbres irrigués aux eaux usées traitées et de 1 % chez ceux irrigués à l'eau de puits. Pour le phosphore, ces teneurs sont de 0,16 % et 0,11 % selon que l'eau d'irrigation soit usée ou naturelle. Les taux du sodium sont similaires pour les deux parcelles et comprises entre 0,1 et 0,01 %. Pour les métaux lourds, les analyses effectuées montrent que les concentrations foliaires en cadmium et en plomb sont très faibles chez l'olivier évoluant dans les deux parcelles, puisque inférieures à 0,4 ppm.

Mots clés : Olivier, eau usée traitée, irrigation, nutrition minérale.

Abstract

Face increasing of water scarcity, the reuse of treated wastewater in agriculture seems to be one sustainable solution. Recycled water contributes to the improvement of the olive tree

fertility. The effect of treated wastewater on the nutritional elements in olive leaves was investigated over a two year period (2003-2005). Irrigation of olive plantation with treated wastewater showed the enrichment of olive trees with major nutrients (K and P) without excessive accumulation of any toxic element in olive leaves. Results showed that an annual application rate of 5000 m^3 of treated wastewater in a sandy soil can be considered as a complementary phosphorus fertilizer (50 Kg P ha^{-1} $year^{-1}$). While the same rate can operate a potassium fertilizer (83.3 Kg K ha^{-1} $year^{-1}$) for Chemlali variety. In spite of higher Na concentrations in treated wastewater, leaves of olive trees did not accumulate sodium ions, with the leaf Na accumulation being depressed by potassium. These results demonstrate the capacity of self-regulation of olive trees. This mechanism permits selective sodium absorption.

After two years, accumulation of toxic ions like Zn^{2+}, Mn^{2+}, Pb^{2+} and Cd^{2+} were not observed in treated wastewater irrigated olive plantations, however, continuous irrigation over the long term could potentially result in accumulation of metals and heavy metals and cause leaf toxicity.

1. Introduction

La Tunisie est caractérisée par un climat méditerranéen capricieux ou les pluies sont rares et irrégulières. Les pluviométries annuelles varient de 500 à 1000 mm dans les régions du Nord, de 200 à 400 mm dans la région du Centre et inférieures à 250 mm au Sud. De surcroît, en milieu aride, la probabilité que l'année soit sèche est de 50 %. Pour pallier au manque manifeste d'eau d'irrigation, notre pays est contraint à l'utilisation des eaux salées de qualité médiocre ou celles usées et traitées. Ainsi, depuis une vingtaine d'année, l'irrigation avec les eaux usées est devenue une pratique courante. La superficie équipée pour l'irrigation par les eaux non conventionnelles est de 6.600 ha. Le taux d'utilisation effectif moyen des eaux usées traitées est d'environ 20 % ce qui est relativement limité par rapport aux potentialités. Ces eaux constituent une source additionnelle des éléments fertilisants pour les plantes tel que l'azote, le potassium et le phosphore ainsi que de matière organique qui peuvent être considérés comme des engrais pour le sol et la plante.

Le présent travail consiste à étudier l'impact des eaux usées traitées issues de la station d'épuration de Sfax sur le statut minéral de l'olivier.

2. Matériels et Méthodes

Les observations sont réalisées sur des arbres du verger de la ferme El Hajeb, situé à 15 Km de sud de Sfax, irrigué depuis 1989 avec des eaux usées traitées. Deux parcelles sont choisies, une est irriguée avec les eaux usées traitées et l'autre est conduite à l'eau de puits.

Afin de suivre l'évolution de l'état nutritif de l'arbre tout au long de son cycle végétatif, des prélèvements mensuels des pousses ont été effectués durant la période allant du mois de février 2003 au mois de décembre 2005 sur les arbres des deux parcelles. Les prélèvements ont été faits tout au tour de l'arbre, de l'extérieur et de l'intérieur de la frondaison à hauteur d'homme.

La minéralisation des échantillons de feuilles est réalisée dans un four à moufle à 450 °C. Elle est marquée par une couleur gris clair à blanc des cendres. Ces cendres sont alors dissous dans 10 ml d'acide nitrique dilué (1N) et chauffés pendant une demi-heure sur une plaque chauffante à 70°C. Ensuite, une filtration de cette solution est effectuée.

L'extraction ainsi obtenue servira pour le dosage des éléments chimiques (K, P, Na) et des métaux lourds (Cd, Pb, Zn, Mn).

Le potassium et le sodium sont déterminés par un photomètre à flamme de marque JENWAY. La teneur du phosphore est déterminée par la méthode d'OLSEN. Tandis que les métaux lourds sont dosés par spectrophotométrie à absorption atomique.

3. Résultats et discussion

L'irrigation avec ce type d'eau a entraîné une augmentation des teneurs foliaires en éléments majeurs en comparaison à celles trouvées dans les feuilles des arbres témoins. Le suivi de l'évolution de la teneur des macro-éléments dans les feuilles des arbres des deux parcelles montre des variations saisonnières qui sont étroitement liées au stade phénologique de l'arbre, ainsi qu'aux apports des éléments fertilisants et des sels procurés par les eaux usées traitées.

a. Le potassium dans les feuilles

La teneur de potassium dans les feuilles des oliviers irrigués avec les eaux usées traitées (EUT) est constante puisque comprise entre 1,01 % et 1,05 %. Pour la parcelle irriguée avec l'eau naturelle (EP), le taux de potassium est compris entre un minimum de 0,68 % et un maximum de 0,76 % (Fig.1). Ces teneurs sont nettement supérieures à celles observées par Fernandez-Escobar (1999) comprises entre 0,22 % et 0,85 %. D'où les eaux usées traitées peuvent être considérées comme un complément de fertilisation.

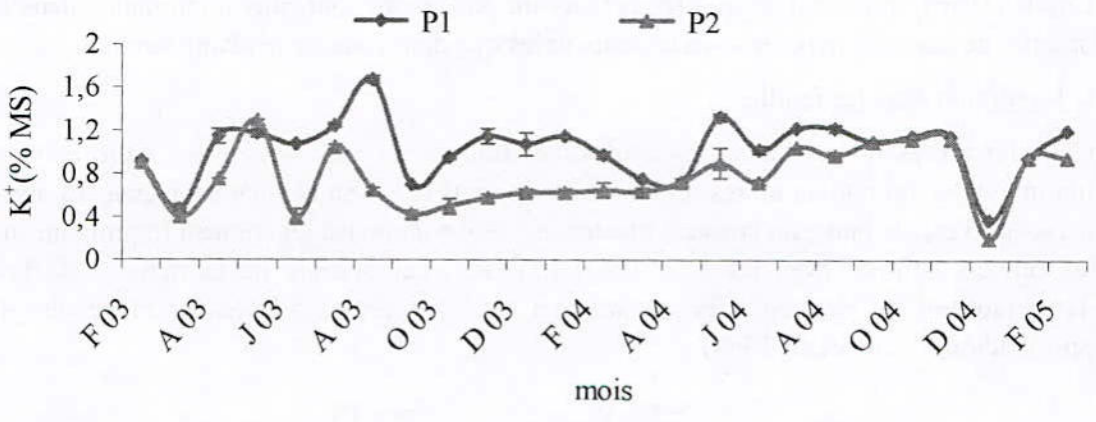


Figure 1 : Evolution mensuelle de la teneur foliaire du potassium chez les arbres des deux parcelles.

La comparaison de la teneur de potassium dans les feuilles des deux parcelles montre que durant les deux années d'étude, cet élément est significativement plus important chez les oliviers irrigués avec les eaux usées traitées que chez ceux irrigués à l'eau naturelle. Ceci est conforme aux résultats de Charfi (1996), qui note une augmentation des teneurs en potassium aussi bien dans les rameaux que dans les feuilles des oliviers irrigués avec les eaux usées traitées. Alors que chez le cotonnier, ce même auteur ne décèle pas de changement des teneurs du potassium suite à l'irrigation avec les eaux usées traitées.

b. Le phosphore dans les feuilles

La teneur du phosphore dans les feuilles des arbres irrigués avec les eaux usées traitées est de 0,1 %. Pour la parcelle irriguée avec l'eau naturelle, ces teneurs sont de 0,07 % (Fig.2).

Ces valeurs sont nettement supérieures à celles rapportées par Gargouri (1998) sur la même variété conduite en pluvial et ne recevant aucune fertilisation (teneurs de 0,06 à 0,1 %) et comparables à celles de Fernandez-Escobar (1999) qui signalent chez l'olivier irrigué des valeurs comprises entre 0,08 % et 0,21 %. Elles découlent probablement d'une fertilisation adéquate du verger d'étude.

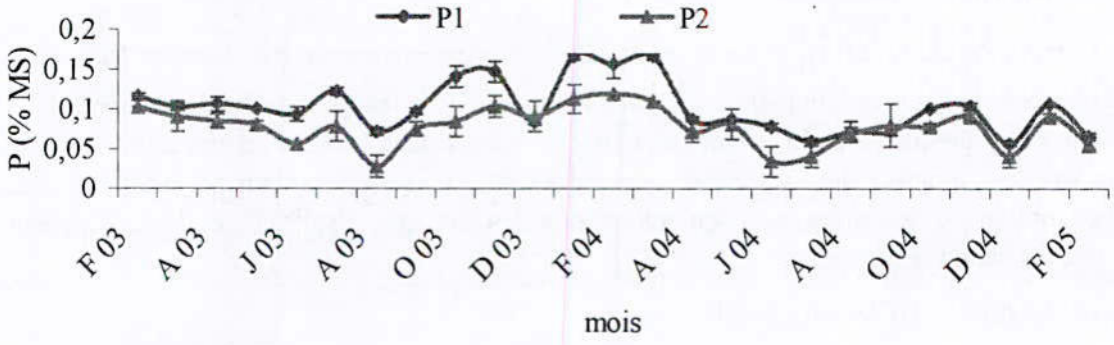


Figure 2 : Evolution mensuelle de la teneur foliaire du phosphore chez les arbres des deux parcelles.

Les résultats obtenus montrent que la teneur du phosphore est significativement plus importante dans les feuilles des arbres irrigués avec les eaux usées traitées que dans ceux irrigués à l'eau naturelle. Ceci est conforme aux résultats trouvés chez la même espèce par Charfi (1996), qui constate que les teneurs du phosphore sont plus importantes dans les organes de la plante irriguée avec les eaux usées que dans ceux de la plante témoin.

c. Le sodium dans les feuilles

Chez les arbres irrigués avec les eaux usées traitées, le taux de sodium varie entre un minimum de 300 ppm et un maximum de 500 ppm (Fig.3). En comparaison avec les arbres irrigués à l'eau de puits, on constate que la teneur du sodium est légèrement importante chez les oliviers irrigués avec les eaux usées traitées. Ceci découle de la richesse de l'eau d'irrigation en cet élément. Ces teneurs sont ainsi inférieures à la teneur moyenne (540 ppm) indiquée par Bouat (1964).

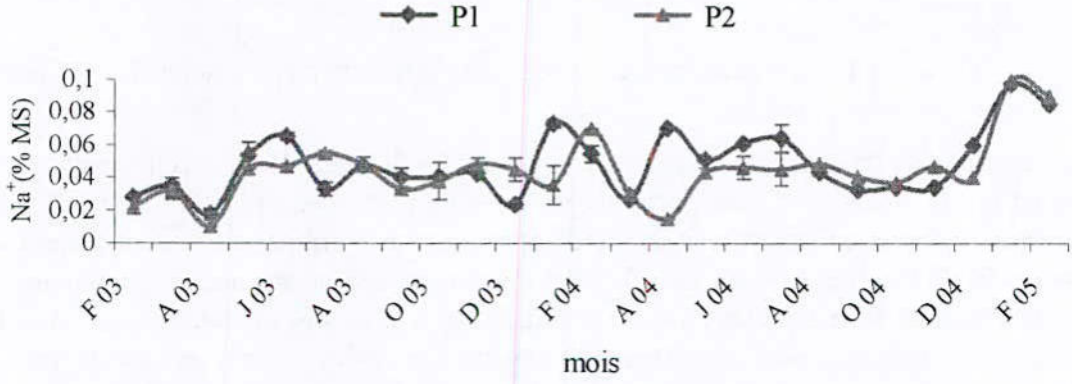


Figure 3 : Evolution mensuelle de la teneur foliaire du sodium chez les arbres des deux parcelles.

Malgré la forte concentration en chlorures de sodium dans l'eau d'irrigation, les feuilles d'oliviers n'accumulent pas le sodium, ce qui montre la résistance de l'olivier à la salinité. Cette résistance a été démontrée par Bouaziz (1983) qui obtient des teneurs de sodium de l'ordre de 300 ppm. Ce même constat est rapporté par Charfi (1996) qui note que la teneur de sodium dans les feuilles d'oliviers varie peu, malgré l'apport des eaux usées traitées ; bien que la teneur de cet élément soit importante aussi bien dans ces eaux que dans le sol.

d. Les métaux lourds dans les feuilles

Chez l'olivier irrigué aux eaux usées traitées, les teneurs des métaux lourds sont très faibles. La présence de ces éléments est presque insignifiante dans les tissus végétaux. Le tableau 1 illustre parfaitement ce constat, puisque les teneurs foliaires en zinc et en manganèse sont normales et peuvent être comparées à celles décelées dans les feuilles de l'olivier irrigué à l'eau naturelle : de 5 à 31 ppm pour le zinc et de 20 à 70 ppm pour le manganèse.

Les résultats obtenus après 15 ans d'irrigation des mêmes parcelles aux eaux usées traitées, ne permettent pas de déceler une accumulation du zinc au niveau des feuilles. Ceci pourrait être expliquer par le fait que l'accumulation des métaux lourds ne se manifeste qu'à long terme. En outre les teneurs du plomb et du cadmium sont inférieures à la limite de détection de l'équipement utilisé pour l'analyse de ces deux éléments, ce qui montre leur absence dans les tissus examinés.

Tableau 1: Teneur des métaux lourds dans les feuilles de l'olivier Chemlali irrigué aux eaux usées traitées provenant de la station de Sfax

Elément	Teneur (ppm)
Zinc	5 - 31
Manganèse	20 - 70
cadmium	< 0,4
Plomb	< 0,4

4. Conclusion

La richesse des eaux usées traitées en certains éléments nutritifs (potassium et phosphore) entraîne une augmentation de leurs concentrations dans les tissus végétaux. Les résultats obtenus montrent que les teneurs de potassium et du phosphore sont plus importantes dans les feuilles des arbres irrigués avec les eaux usées traitées que dans ceux irrigués à l'eau de puits.

Malgré leur forte concentration en chlorures de sodium, les eaux usées traitées ne semblent pas induire une accumulation du sodium dans les feuilles d'oliviers. Ceci pourra découler des mécanismes d'exclusion de cet élément par l'olivier et de sa tolérance à la salinité.

Après 15 ans d'irrigation avec ce type d'eau, les résultats obtenus ne permettent pas de déceler une présence excessive du zinc au niveau des feuilles. Ceci semble être expliqué par le fait que l'accumulation de ce métal dans les tissus végétaux ne se manifeste qu'à long terme.

La comparaison des teneurs foliaires en plomb et en cadmium montre que ces dernières sont faibles chez les arbres irrigués avec les deux qualités d'eaux puisque inférieures à 0,4 ppm. Cela suppose que les eaux usées traitées provenant majoritairement des rejets domestiques sont pauvres en éléments en traces (métaux lourds).

Références bibliographiques

Bouat, A., 1964. L'analyse foliaire et l'olivier. Colloque Européen sur le contrôle de la nutrition minérale et de la fertilisation, Montpellier, France.

Charfi D., 1996. Effets des eaux usées traitées sur les caractéristiques physico-chimiques du sol, la production et la composition minérale de quelques espèces végétales cultivées au périmètre d'el Hajeb (Sfax), Thèse de doctorat.

Fernandez. E, Moreno R. and Garcia-Creus M., 1999. Seasonal changes of mineral nutrients in olive leaves during the alternate- bearing cycle. Sci. Hort., 82 : 25 - 45.

Gargouri, K., 1998. Fertilité des sols et nutrition phospho - potassique de l'olivier (Olea europaea) en Tunisie. Mémoire de Spécialisation de l'INAT.

INTERET DE LA DESTABILISATION DES EMULSIONS D'HUILES DE COUPE PAR LA DISTILLATION HETERO AZEOTROPIQUE APPLICATION AU TRAITEMENT DES EFFLUENTS DE L'INDUSTRIE MECANIQUE-

M. BOUSHAKI[1,2] & R. KERBACHI[1] & Y. AURELLE[3]

[1] *Ecole Nationale Polytechnique Hassan Badi El-Harrach Alger Algérie*
[2] *Université Saad Dahlab Blida, route de soumaa BP 270 Blida Algérie*
[3] *Laboratoire d'Ingénierie des Procédés de l'Environnement (EA833), Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, Avenue de Rangueil, 31077, Toulouse Cedex*
mboushakidz@yahoo.fr - r_kerbachi@yahoo.fr - y.aurelle@wanadoo.fr

Résumé

Le présent travail est relatif à l'utilisation de la distillation hétéroazéotropique en vue de déstabiliser des macroemulsions d'huile dispersée dans l'eau utilisées industriellement sous forme d'émulsions d'huile de coupe dans les ateliers de mécanique. Les résultats observés au cours des différents essais traduisent une très grande efficacité de cette technique de déstabilisation relativement peu utilisée avec des abattements au-delà de 97% de la charge polluante, exprimée en COT. La pollution aqueuse résiduelle essentiellement soluble bien que très faible nécessite dans certains cas un traitement de finition complémentaire. L'objectif final est d'intégrer cette technique dans une chaîne de traitement afin de rendre ce procédé particulièrement intéressant.

Mots clé : Emulsion, macroémulsion, huile de coupe, distillation hétéroazéotropique, pollution résiduelle

Abstract

This work relates to the use of heteroazeotropic distillation in order to destabilize oil macroemulsions dispersed in water used industrially in the form of cutting oil emulsions in the workshops of mechanics. The results observed during various tests translate a very great effectiveness of this technique of destabilization relatively little used with abatements beyond 97% of the polluting load, expressed in COT. Primarily soluble residual pollution aqueous although very weak requires in certain cases a complementary treatment of completion. The final objective is to integrate this technique in a data processing sequence in order to make this process particularly interesting.

Key words: Emulsion, macroémulsion, cutting oil, heteroazeotropic distillation, residual pollution

1. Introduction

Une huile de coupe de type macroémulsion contient essentiellement des composés insolubles qui correspondent à des coupes pétrolières paraffiniques ou naphténiques et qui représentent de l'ordre de 60 % en volume de l'huile dispersée dans l'eau. Mais ces huiles de coupe contiennent en outre des additifs solubles dans l'eau notamment des co-tensioactifs de type alcool benzylique, butyl diglycol ...) qui par solubilisation dans l'eau favorisent l'autoémulsification de l'huile dans l'eau et d'autres additifs solubles de type bactéricides libérant in situ du formol ainsi que des tensioactifs qui stabilisent l'émulsion et d'autres composés divers (agents anticorrosion, additifs extrême pression etc. ...) [1]

La problématique de leur rejet est liée au fait que ces émulsions usagées d'huile de coupe présentent une très forte concentration en huile de l'ordre de 2 à 5% entraînant une pollution organique très élevée ; de plus, du fait de la très grande stabilité de ces émulsions qui présentent des concentrations importantes en tensioactifs et en cotensioactifs, leur pouvoir de pénétration au niveau des nappes phréatiques est particulièrement dangereux. L'objectif du traiteur d'eau est donc de proposer des solutions novatrices pour déstabiliser ces émulsions d'huile usagées de plus en plus difficiles à traiter du fait de formulations de plus en plus élaborées qui rendent maintenant peu efficaces les techniques classiques de déstabilisation aux sels (chlorure de sodium, chlorure de calcium ...) ou aux acides (acide sulfurique, acide chlorhydrique ...) L'objectif de cette étude est de présenter une nouvelle technique de traitement de ces huiles de coupe utilisant une distillation hétéroazéotropique notamment en terme de performances vis à vis de différents types d'huile de coupe.

2. Théorie

Une émulsion d'huile de coupe étant un mélange complexe caractérisé par la présence d'une coupe pétrolière hydrocarbure insoluble dans l'eau, une grande partie de la distillation de ce mélange sera donc de type hétéroazéotropique.

Dans ce type de distillation la phase vapeur obtenue en équilibre avec la phase liquide diphasique huile-eau correspond à un hétéroazéotrope dont la composition "y_h" est fonction des tensions de vapeur de l'eau "Π_{H_2O}" et de la phase huile ou hydrocarbure "Π_{HC}" entrainée à la température de bulle du mélange θ_b.

$$y_h = \frac{\Pi_{H_2O}^{\theta_b}}{\Pi_{H_2O}^{\theta_b} + \Pi_{HC}^{\theta_b}}$$

Comme il s'agit de la distillation d'un mélange huile-eau non miscible, les tensions de vapeur de l'eau et de l'hydrocarbure entraîné s'ajoutent et à la température de bulle, elles égalent la pression de distillation soit la pression atmosphérique lors de nos essais.

$$1\,atm = P = \Pi_{H_2O}^{\theta_b} + \Pi_{HC}^{\theta_b}$$

La figure 1 caractérise schématiquement les tensions de vapeur de l'eau et de l'hydrocarbure entraîné en fonction de la température ainsi que la somme de ces tensions de vapeur. La détermination de la température de bulle θ_b est déterminée à partir de l'intersection entre la courbe somme des tensions de vapeur et l'horizontale correspondant à P = 1 atm. On peut constater que la température de bulle est toujours inférieure à la température de distillation de l'eau soit 100 °C et est d'autant plus proche de 100 °C que l'hydrocarbure entraîné est lourd [2].

Du fait que les tensioactifs sont des sels non volatils, ils ne distillent pas à ces températures inférieures à 100°C, ce qui explique la séparation parfaite de la phase hydrocarbure et de la phase aqueuse après distillation. N'étant plus présents dans le distillat, ils ne peuvent stabiliser l'émulsion hydrocarbure/eau obtenue qui se sépare rapidement par décantation.

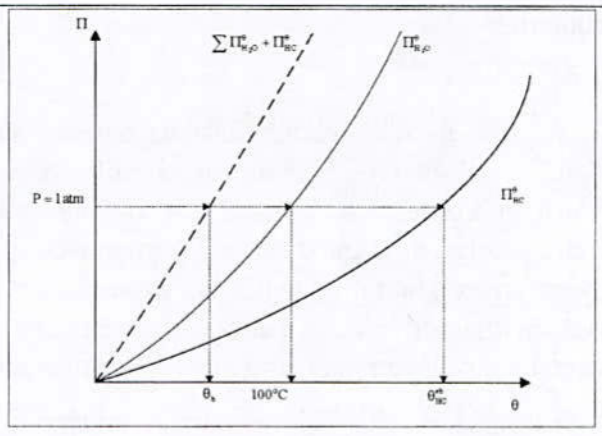


Figure 1 : Détermination graphique de la température de bulle d'un mélange hétéroazéotropique hydrocarbure/eau.

Afin de mieux comprendre le principe de base de la distillation hétéroazéotropique, nous avons calculé dans le tableau 1 pour différents types d'hydrocarburse de volatilités différentes allant d'un hydrocarbure léger de type hexane à un hydrocarbure plus lourd de type hexadécane, d'une part la température de bulle du mélange hétéroazéotropique hydrocarbure – eau et d'autre part la composition de la vapeur hétéroazéotropique émise par ces mélanges lors de leur distillation exprimée en fraction molaire et en fraction volumique en eau.

Du fait que les coupes pétrolières utilisées dans les huiles de coupe sont essentielement constituées d'hydrocarbures lourds, on constate dans le tableau 1 que lors de la distillation de ces émulsions d'huile de coupe : mélanges diphasiques huile-eau, la phase vapeur sera de ce fait très riche en eau. Après condensation, la phase eau décantée représentera plus de 90% du distillat obtenu. Comme les agents tensioactifs qui stabilisaient initialement l'émulsion ne distillent pas, la phase huile entraînée lors de la distillation de ces mélanges diphasiques ne peut reformer une émulsion après condensation, il en résulte donc une déstabilisation de la phase huile qui se sépare de la phase eau après condensation. De ce fait, un simple décanteur équipé d'un florentin permet de séparer en continu l'eau épurée.

Tableau 1 : Valeurs de θ^b, Y_H et Y_{Hv} de différents hydrocarbures dans un mélange eau-hydrocarbure utilisés en distillation heteroazeotropique [3] [4]

composé	Masse molaire(g)	θ^b(°C) (H_2O-C_iH_j)	Y_H molaire	Y_{Hv} volumique
C_6H_{14}	86.18	61.6	0.209	0.0351
C_7H_{16}	100.2	79.2	0.452	0.0922
C_8H_{18}	114.23	89.5	0.676	0.188
C_9H_{20}	128.26	94.8	0.827	0.3255
$C_{10}H_{22}$	142.28	97.6	0.914	0.495
$C_{11}H_{24}$	156.31	98.9	0.959	0.6663
$C_{12}H_{26}$	170.34	99.5	0.980	0.7953
$C_{13}H_{28}$	184.36	99.8	0.991	0.89
$C_{14}H_{30}$	198.39	99.95	0.996	0.9452
$C_{15}H_{32}$	212.42	99.999	0.998	0.9702
$C_{16}H_{34}$	226.44	≈100	0.999	0.984

3. Procédure expérimentale

a. Matériels et méthodes

Les essais effectués sur les diverses macroémulsions ont été réalisés en utilisant un appareillage de distillation batch de type évaporateur constitué d'un bouilleur de 500cm^3, placé dans un chauffe-ballon adapté, et surmonté d'une colonne sans garnissage équipée à sa partie supérieure d'un doigt de gant avec un thermomètre pour la mesure de la température de la vapeur formée ; un réfrigérant à eau assure la condensation de la vapeur hétéroazéotropique. Le distillat diphasique huile-eau obtenu était récupéré dans une éprouvette graduée permettant de déterminer les quantités d'eau et d'huile décantées.

Les macroémulsions sur lesquelles ont porté nos essais ont été préparées à partir de deux huiles de coupe de type Tasfalout et Windoline utilisées industriellement dans les ateliers de l'unité SNVI, ces huiles comme on peut le voir sur la figure 2 sont utilisées comme fluide lubrifiant et réfrigérant au niveau des outils de coupe des diverses machine-outil des ateliers. L'huile de coupe Tasfalout dont les caractéristiques sont présentées en tableau 2 est une macroémulsion d'aspect laiteux dont le spectre granulométrique représenté sur la figure 3 se situe entre 0,102 et 0,327 µm tout comme l'émulsion de l'huile de coupe Windoline (figure 4).

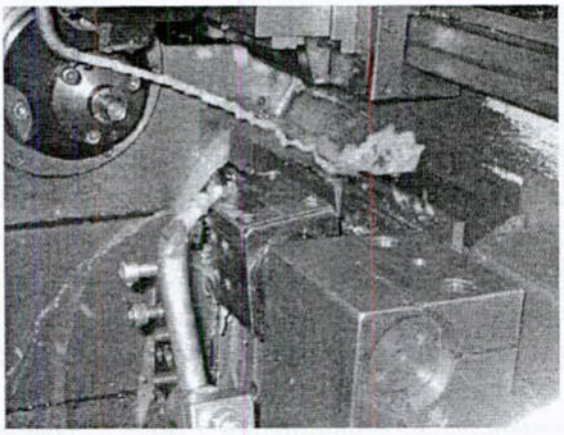


Figure 2 : Emulsion Tasfalout – eau utilisée sur une machine outils à la Société Nationale de Véhicules Industriels de ROUIBA (ALGERIE)

Tableau 2 : Composition et caractéristiques de l'huile Tasfalout 22

Produit	Tasfalout 22B
Huile minérale	huile de base naphténique 80%
Tensioactifs	anioniques, sulfonate de sodium 10%
Cotensioactifs	alcool benzylique 5 – 6%
additifs	4%
Densité moyenne à 15°C	0.90

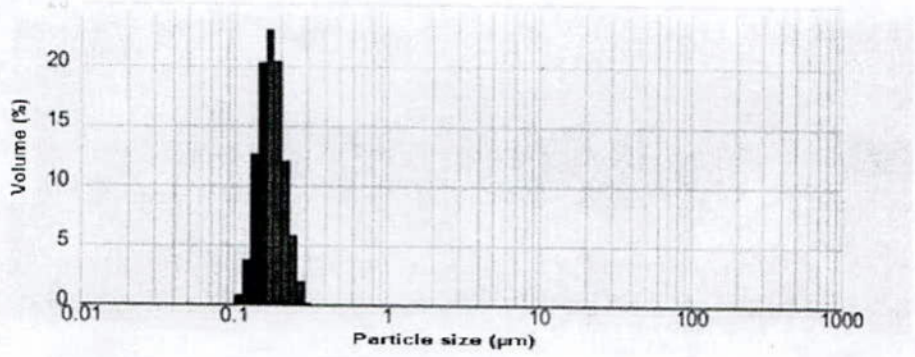


Figure 3 : Spectre granulométrique de l'émulsion Tasfalout 22B

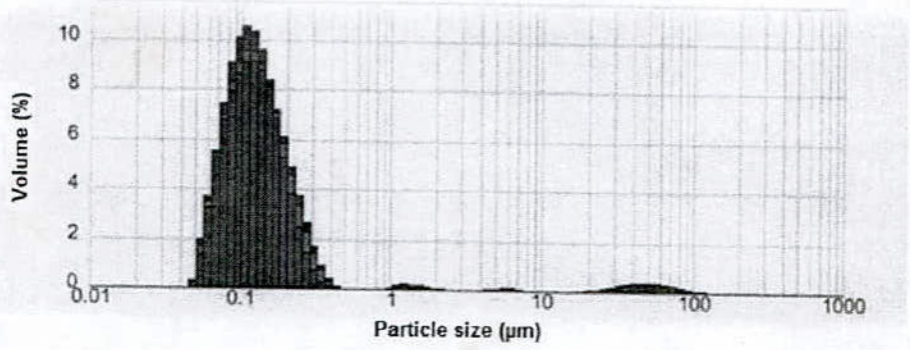


Figure 4 : Spectre granulométrique de l'émulsion Windoline

a. Moyens analytiques

i. Granulométrie

La granulométrie des émulsions a été réalisée au moyen du granulomètre laser Malvern Mastersizer 2000 dont le principe de fonctionnement repose sur la théorie de Mie basée sur la diffraction lumineuse

Le système est constitué :

- D'un banc optique qui permet de collecter les données brutes qui serviront à mesurer la taille des particules
- D'un préparateur d'échantillon assurant l'introduction de ce dernier dans le banc optique
- D'un système informatique basé sur le logiciel Malvern dont le rôle est de contrôler le banc optique et d'analyser les données brutes en provenance de ce dernier afin de permettre le tracé direct du spectre granulométrique.

ii. Mesure du Carbone Organique Total COT

La pollution résiduelle de l'eau épurée après déstabilisation de l'émulsion a été déterminée par mesure du Carbone Organique Total COT

La détermination du COT est effectuée sur un COT-mètre de type DC- 180 basé sur l'oxydation de la pollution organique au persulfate activé par UV, muni d'une détection

linéaire sans dispersion par IR et avec une précision de ±2% de la valeur mesurée, quelle que soit la gamme de mesure entre 10 ppb et 30000 ppm avec prise d'échantillon de 5µl à 10 ml.

iii. La turbidité

Un analyseur de type HACH 2100 N IS ISO METHOD 7027 a permis d'évaluer l'évolution de la turbidité des échantillons, cette turbidité est exprimée en NTU.

b. Déroulement de l'essai

Les différents essais effectués sur les deux types de macro émulsion Tasfalout et Windoline ont permis de tirer certains enseignements. Au fur et à mesure du chauffage, nous avons remarqué un début d'ébullition autour de 96 -97 °C suivi de l'apparition à 99°C dans l'éprouvette de quelques ml de distillat. Ensuite la température s'est stabilisée dans un intervalle de 99.5 à 99.9 avec un volume de distillat récupéré dans l'éprouvette quasi-linéaire en fonction du temps.

L'essai s'est poursuivi jusqu'à la récupération de la quasi-totalité de l'eau de l'émulsion de départ et d'un certain volume d'huile. A l'issue de la distillation reste dans le ballon un résidu huileux dépourvu d'eau.

La figure 5 résume le déroulement de la distillation pour la macro émulsion Tasfalout à 4%, avec de droite à gauche :

- L'huile de coupe pure initiale,
- La macroémulsion préparée à 4% d'huile,
- Le distillat obtenu,
- Le résidu de la distillation.

Pour chaque essai, nous avons noté (figure 6) une augmentation linéaire du volume du distillat recueilli en fonction du temps, liée pour un palier de températures qui correspond à la température de bulle pour laquelle le mélange HC-eau se vaporise.

En réalité, il faut parler de température de bulle moyenne, car au cours de l'essai il y a évaporation successive de toute une famille d'HC dont la temperature de bulle de chacun se situe entre 99,5 et 99, 9 °C, ce qui laisse supposer la presence dans l'huile de base de paraffines allant du dodécane jusqu'à l'hexadécane (tableau 1).

En fin d'essai, nous avons remarqué que la température avait dépassé le seuil de 100 °C ce qui montre que nous ne nous trouvions plus en présence d'une distillation hétéroazéotropique. A ce stade de la distillation, toute l'eau contenue dans l'émulsion initiale a été vaporisée, le mélange résiduel dans le bouilleur n'étant plus diphasique est essentiellement composé d'huile et d'agents émulateurs de type tensio-actifs ce qui explique l'élévation de température observée. Cette élévation de température est donc significative de la fin de la distillation hétéroazéotropique donc de la vaporisation totale de l'eau. Cette élévation de température liée à la disparition de la phase eau dans le bouilleur est un capteur intéressant permettant d'arrêter la distillation.



Figure 5 : Photos caractéristiques de la déstabilisation d'une macroémulsion à 4% d'huile de coupe par distillation hétéroazéotropique

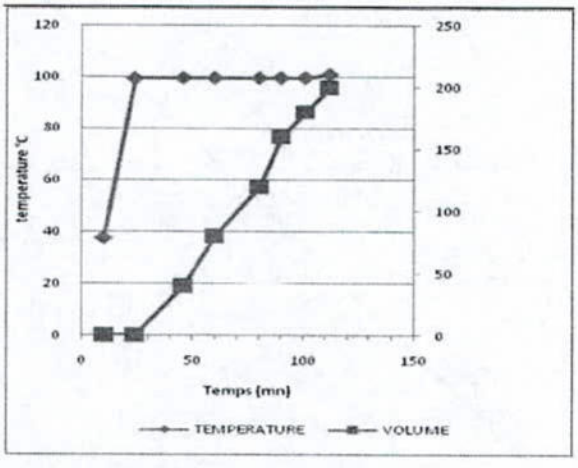


Figure 6 : Evolution de la température et du volume de distillat pour l'essai relatif à la distillation l'émulsion de concentration 4%

c. Résultats et discussion

L'aspect analytique lié au déroulement de chaque essai a été estimé en mesurant le COT ainsi que la turbidité des échantillons prélevés sur des fractions de distillat de 40 ml chacun et se rapportant à la distillation de la macro émulsion Tasfalout aux concentrations de 2 et 4 % proches de celles des émulsions d'huile de coupe utilisées en milieu industriel. Le volume des échantillons d'émulsions distillés était de 250ml.

Pour la détermination de ces deux paramètres, nous avons homogénéisé chaque échantillon par ultrasons.

La figure 7 résume les résultats obtenus sur l'émulsion d'huile de coupe Tasfalout à 4%. Comme on peut le constater la déstabilisation de l'émulsion est totale, en effet les différentes fractions de distillat obtenues sont parfaitement limpides en effet leur turbidité est très faible comparée à l'émulsion initiale opaque et très laiteuse. L'eau épurée du

distillat ne contient plus d'huile émulsionnée et le COT résiduel des différentes fractions est très faible comparé au COT initial de l'émulsion traitée de l'ordre de 20000 mg/l, en effet ce dernier comme on peut le voir sur la figure 7 est sensiblement constant au cours de la distillation et varie entre 200 et 250 mg/l. Ce COT résiduel de l'eau épurée correspond à des composés organiques volatils solubles entraînés lors de la distillation.

Bien que les théories de la distillation rappelées ci-dessus nous permettent d'expliquer les phénomènes constatés notamment la déstabilisation totale de l'émulsion, il est cependant difficile, du fait de la complexité de la formulation de l'huile de coupe initiale dont la composition exacte n'est jamais divulguée par le fabricant d'envisager une explication détaillée de tout le processus de distillation notamment l'origine exacte du COT résiduel soluble de l'eau épurée.

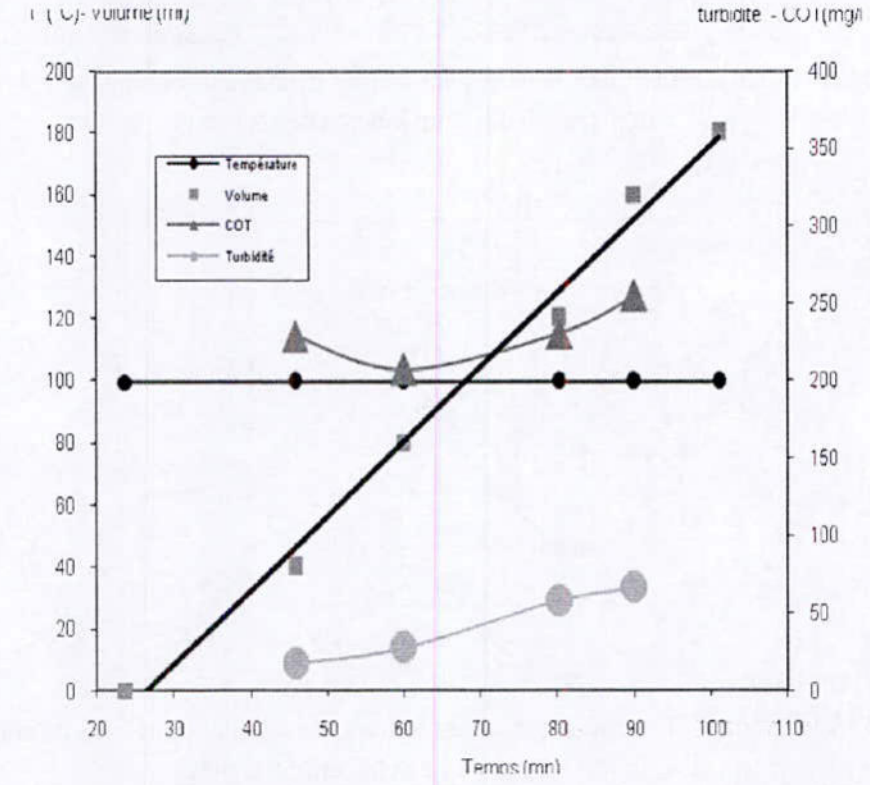


Figure 7 : Evolution de la température du ballon, du volume cumulé de distillat obtenu, du COT et de la turbidité des fractions de distillat (40 ml chacune)

Influence de la concentration

Des essais effectués sur la même macroemulsion d'huile de coupe Tasfalout aux concentrations 2 et 4% montrent la même évolution pour les deux paramètres examinés COT et turbidité (figures 8 et 9) ; les valeurs de COT et de turbidité des fractions de distillat de l'émulsion à 4% sont logiquement plus élevées que celles de l'émulsion à 2% en effet la concentration en composés volatils solubles dépend directement de la concentration en huile de la macroémulsion traitée. Comme on peut le constater pour l'émulsion à 2% le COT des différentes fractions aqueuse du distillat varie autour de 150mg/l alors que ce dernier est de l'ordre de 225 mg/l pour l'émulsion à 4%.

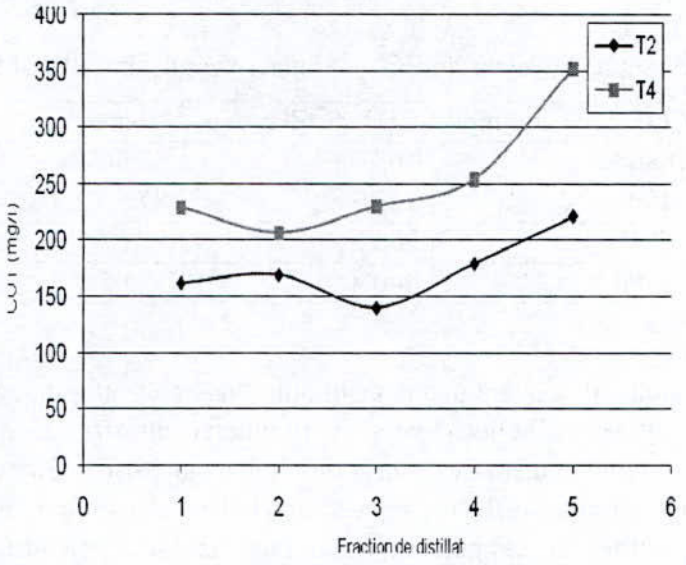


Figure 8 : Evolution du COT des fractions de distillat au cours d'essais de distillation d'émulsions d'huile tasfalout aux concentrations 2 et 4%

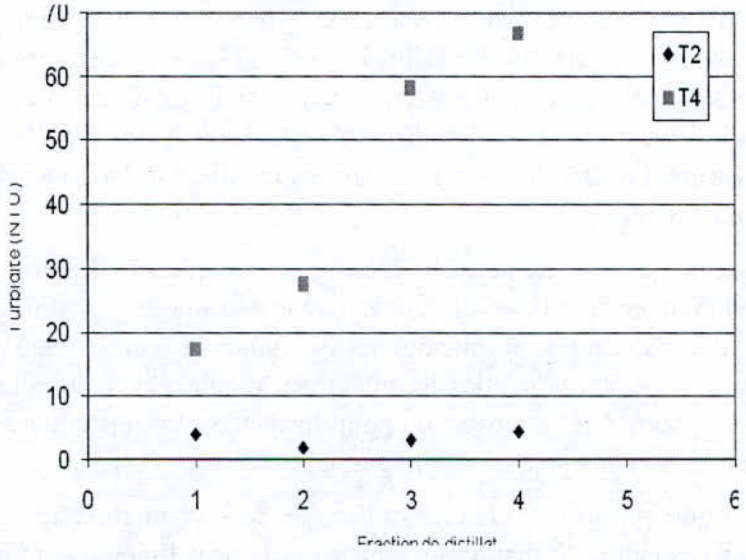


Figure 9 : Evolution de la turbidité des fractions de distillat au cours d'essais de distillation d'émulsions d'huile Tasfalout aux concentrations 2 et 4%

Efficacité du procédé

Cette efficacité globale du procédé de distillation hétéroazéotropique a été estimée en comparant le COT initial des émulsions Tasfalout et Windoline à 2% et à 4% au COT de l'eau épurée obtenue après distillation. Le tableau 3 ci après résume une série d'expérimentations réalisées sur les deux types d'émulsions d'huile de coupe sus évoquées. Comme on peut le constater les rendements d'épuration obtenus sont de l'ordre de 98%, ce qui est remarquable en terme de dépollution et ce indépendamment de la concentration initiale des émulsions d'huile de coupe à traiter. La photo de la figure 5 précédemment présentée montre clairement l'efficacité du procédé par comparaison entre le flacon

représentatif de l'émulsion traitée d'aspect très laiteux et celui du distillat obtenu parfaitement limpide.

Tableau 3: Abattement de la valeur du COT des macro émulsions à l'issue de la distillation

Macroémulsion	COT émulsion mg/l	COT distillat mg/l	Abattement %
Windoline 4%	18800	365.6	98.06
Windoline 2%	9400	225.7	97.59
Tasfalout 2%	10750	250.2	97.67
Tasfalout 4%	21500	440.4	97.95

Conclusion

A l'issue de cette étude, il s'avère que la distillation hétéroazéotropique est une technique de traitement des effluents d'huile de coupe particulièrement efficace et performante qui permet de déstabiliser totalement ces émulsions huile/eau particulièrement nocives pour l'environnement. En effet ces effluents rejetés directement dans le milieu naturel peuvent polluer très gravement les nappes phréatiques du fait d'une part de leur COT très élevé de l'ordre de 20000 mg/l et d'autre part de leur pouvoir important de migration dans le sol lié à leur concentration très élevée en agents tensioactifs.

Au cours des différents essais réalisés sur deux types différents d'huile de coupe, on remarque toujours, dans le distillat recueilli, la présence d'une phase organique huileuse surnageante qui se sépare très facilement par décantation de l'eau épurée parfaitement limpide. La déstabilisation totale de l'émulsion d'huile de coupe vient du fait que les agents tensioactifs qui assurent la stabilité de l'émulsion ne distillent pas et donc ne se retrouvent pas dans la phase distillat.

Il est important de noter que cette nouvelle technique de traitement des effluents d'huile de coupe est particulièrement simple à mettre en œuvre, très efficace et de plus applicable dans tous les cas quelle que soit la formulation des huiles de coupe. Elle est de ce fait particulièrement adaptée aux nouvelles formulations d'huile de coupe pour lesquelles les tensioactifs utilisés sont non ioniques et pour lesquelles les techniques classiques de déstabilisation aux sels et aux acides ne sont pas applicables.

Les photos de la figure 5 illustrent clairement l'intérêt de la distillation hétéroazéotropique ; on peut constater la qualité du distillat obtenu parfaitement limpide comparé à l'effluent d'huile de coupe traité très laiteux et opaque.

En conclusion cette nouvelle technique de traitement est parfaitement adaptée à la déstabilisation de toutes les émulsions stabilisées huile/eau et de ce fait devrait s'imposer à terme dans le domaine du traitement des effluents huileux.

Références

1. Changzhu Y. Developpement de nouvelles formulations de fluides de coupe peu polluantes. Mise au point de techniques de traitement adaptées. Thèse de doctorat en Génie des Procédés Industriels, Toulouse, France ; INSA, 1993 No. d'ordre 212.
2. Robert H. Perry et Don W. Green Perry's chemical engineers' handbook .7th edition Mc Graw Hill International Editions 1998.

3. Eduardo J. Lucena M Nouveau procédé de traitement des slops de l'industrie pétrolière par distillation heterozeotropique Thèse de doctorat en Génie des Procédés Industriels, Toulouse, France; INSA, 2004.

4. E. Lucena, P.Verdun, Y.Aurelle et A.Secq Nouveau procédé de valorisation des « slops » de raffinerie et déchets huileux par distillation heterozeotropique, Oil &Gas Science and Technology- Rev. IFP, Vol. 58, (2003), No.3, pp. 353-360. Editions Technip.

TRAITEMENT DES EFFLUENTS AQUEUX PAR ADSORPTION SUR DES FIBRES NATURELLES
WASTE WATER TREATMENT BY ADSORPTION ON NATURAL CORDS

H. CHERIFI[1], S. HANINI[1], F. BENTAHAR[2] , A. KETTAB[3]

[1]*University of Medea, LBMPT, 26000 Medea, Algeria, (email: ha_cherifi@yahoo.fr)*
[2]*University USTHB, LPT, 16000, Algiers, Algeria.*

[3] *ENP, LRSE, 16000, Algiers, Algeria*

Résumé

Ce travail est une étude quantitative du comportement physico-chimique des fibres de loofa, et son utilisation potentielle pour l'adsorption des contaminants. Dans un premier temps, nous avons étudié la cinétique de l'adsorption statique du système phénol / fibre de loofa en utilisant le phénol comme un modèle de pollution. La spectrophotométrie UV / Visible est utilisée comme méthode d'analyse. Dans un deuxième temps, on a étudie l'influence de certains paramètres essentiels sur l'adsorption, à savoir la concentration initiale du phénol, le temps de contact, la température et la granulométrie. Les modèles d'adsorption de Freundlich et Langmuir ont été utilisés pour la description mathématique de l'équilibre d'adsorption. Les résultats ont montré que le procédé d'adsorption du phénol obier parfaitement au modèle de Langmuir. Cette étude confirme l'importance de l'utilisation des fibres de loofa pour le traitement des eaux usées industrielles.

Mots clefs : Fibres de loofa; Phénol; Adsorption statique; Modélisation

Abstract

This work is a quantitative study of the physicochemical behaviour of the cords of loofa, and its potential use for adsorption of contaminants. In a first stage, we examined the static kinetic of adsorption of the phenol/cord of loofa system using phenol as a pollution model. UV/Visible spectrophotometry is used as a method of analysis. In a second stage, the influence of some essential parameters, namely, initial phenol concentration, contact time, temperature and granulometry on the static adsorption of the system phenol/loofa has been investigated. The Freundlich and Langmuir adsorption models have been used for the mathematical description of the adsorption equilibrium. The results show that experimental data fit perfectly to the Langmuir model. This study demonstrates the potential use of the cord of loofa for industrial waste water treatment.

Key words: Cord of loofa; Phenol; Static adsorption; Modelling.

1. Introduction

Removal of hazardous conpounds from industrial effluents is one of the growing needs of the present time. Various techniques like, coagulation, adsorption, chemical oxidation and froth floatation etc., have been used for the removal of organics as well as inorganics from wastewaters. Amongst these, adsorption is considered to be most potential one due to its high efficiency and ability to separate wide range of chemical compounds (Mittal et al., 2005).

Phenols are generally considered to be one of the important organic pollutants discharged into the environment causing unpleasant taste and odour of drinking water. The major

sources of phenol pollution in the aquatic environment are wastewaters from paint, pesticide, coal conversion, polymeric resin, petroleum and petrochemicals industries (Dabrowski et al., 2005). Introducing phenolic compounds into the environment or degradation of these substances means the appearance of phenol and its derivatives in the environment.

Traditionally, biological treatment, activated carbon adsorption, reverse osmosis, ion exchange and solvent extraction are the most widely used techniques for removing phenols and related organic substances (Dursun et al., 2005). Amongst these methods, adsorption on the activated carbon is still one of the most commonly used techniques. Many researchers have shown that activated carbon is an effective adsorbent for organic compounds especially for phenolic compounds. However, its high initial cost and the need for a costly regeneration system makes it less economically viable as an adsorbent. Taking these criteria into consideration, the search for a low cost and easily available adsorbent has led many investigators to search more economic and efficient techniques using natural and vegetal adsorbents (Ho et G. Mckay, 1998; Rahman et al., 2005; Ho Yuh-Shan, 2005; Montanher et al., 2005).

Several attempts were recorded in many laboratories in order to replace the activated carbon by other adsorbents such as cords of loofa. Loofa sponge, a natural material consisting of a fibrous network, obtained from the matured dried fruit of loofa cylindrical.

The objective of this work is the study the static capacity of adsorption of phenol by the cylindrical loofa. Firstly, a physicochemical characterization of the loofa has been carried out with the establishment of the kinetic of adsorption. Secondly, the effects of initial phenol concentration, contact time, temperature and granulometry on the static adsorption of the system phenol/loofa have been examined.

Finally modelling of the isotherms of adsorption has been undertaken by fitting the parameters of the two traditional models: model of Langmuir and model of Freundlich

2. Materials and methods

a. Preparation of Loofa

The vegetable sponge of loofa cylindrical is a natural product which grows in the north of Algeria. The pre-treatment of the sponges consisted of cooking with boiling water for 30mn followed by washing with distilled water in order to remove the seeds and loose cord fragments. These sponges were then placed in solution of NaOH (12%) for 15 mn and washed again with tap water. Whitening with bleach 12% for 3 hours at ambient temperature after which the sponges are rinsed with distilled water several times. The sponge were oven dried at 105°C for 24 hours, then crushed and sifted on a standard sifting and crushing

b. Characterization of materials

Infrared spectra were used in order to characterise the principal groups. The spectra are obtained by analysis of a powder sample of the loofa cylindrical dissolved in spectroscopic Nujol on a NaCl sample, the product thus obtained is exposed to the radiation of an infra-red spectrophotometer (SHIMADZU FTIR-8400).

The concentration of initial and residual phenol in the adsorption media was determined using UV/Visible spectrophotometer (SHIMADZU UV Mini-1240).

i. Preparation of adsorbate

A stock solution was prepared by dissolving 0.5 gr of phenol of analytical reagent grade in 500 ml solution of sodium bicarbonate 0.1 N. The test solutions were prepared by diluting of stock solution to the desired concentration. The ranges of concentrations of phenol prepared from stock solution varied between the values of 0 and 50 mg/l. The pH of the each solution was adjusted to the required value pH=8.5 with the 0.1 N sodium bicarbonate.

Process of adsorption

The method retained for the establishment of the isotherm of adsorption consists in putting a series of bottles in a Marie bath provided with an agitator. Each bottle contains a *(V)* volume of phenol solution of different known concentration and a mass *(m)* of adsorbent (Loofa). After a fixed time contact, the filtrate of the solution is recovered to be anylized by UV/Visible spectrophotometer with λ=270nm which is appropriate to the maximum of absorption of the light. The equilibrium concentration of the solution is deduced from a calibration curve: $DO=0.018C(mg/l)$ with $\lambda=270nm$ (1)

The quantity adsorbed of aqueous solution *(q)* per unit mass of the solid support is calculated by the following formula: $q=(C_0-C_e)\frac{V}{m}$

(2)

Where: q is the quantity adsorbed of phenol per gram of adsorbent at time t (mg/g); qe: is the quantity adsorbed of phenol per gram of adsorbent at equilibrium (mg/g); Ce : is the concentration of the solution at equilibrium (mg/l); C_0 : is the initial phenol concentration (mg/l) ; V : is the volume of phenol solution (l) and m : mass of loofa (g).

Thus the curve of the isotherms of adsorption is: $q(mg)=f(C_e(mg/l))$

3. Results and discussion

a. Morphological characterization of material (Loofa)

The observation under the optical microscope (figure 1) enabled us to discern the following aspects:

- The fibres have the cylindrical shape with average length of 0.9 mm.
- The circular section of the fibre has an average diameter ranging from 8 to 30 λm.

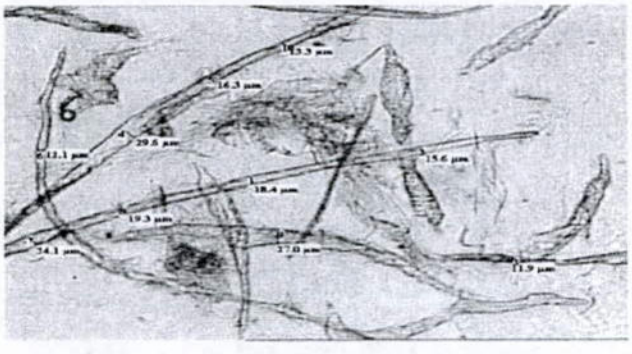


Figure 1: Structure of the cord of loofa (Hanini et al., 2003).

b. Infra-red spectroscopy analysis

The analysis of the spectrum (figure 2) shows that the material (cord of loofa) contains impurities characterized by bands of adsorption, in addition to the following functional groups: · OH group corresponding to the frequency range 2800 and 3500 cm^{-1}

· C=C group corresponding to the frequency range 1450-1600 cm^{-1}.

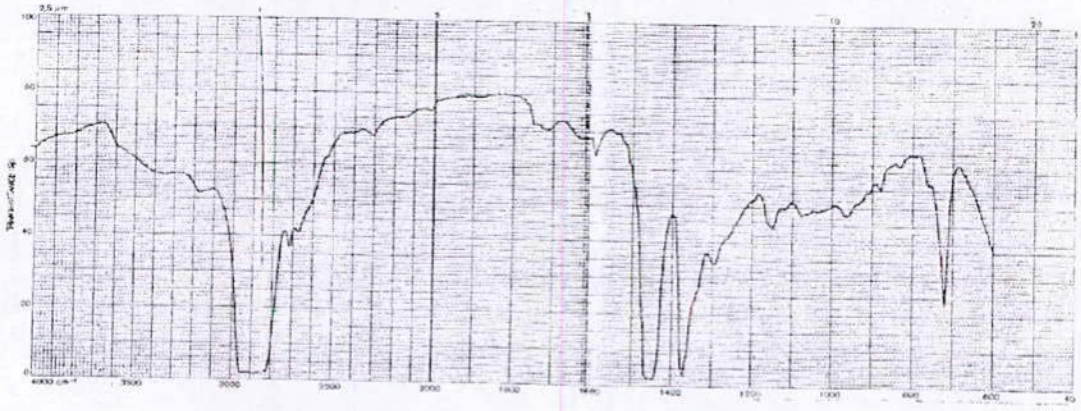


Figure 2 : IR-spectrum of the cord of loofa

c. Characterization of adsorption

The effects of some essential parameters on the rate of adsorption are examined.

- ***Effect of contact time***

In order to determine the time of contact necessary for the establishment of adsorption equilibrium, the quantity absorbed of aqueous solution on cords is measured as function of time of contact corresponding to adsorption equilibrium. This time will be used for temporary planning of the experiments of adsorption on fibrous loofa. The variation of the quantity adsorbed according to the time of contact is shown in figure 3.

Adsorption studies were carried out for 2 h and it was observed that, the amount of adsorbed phenol increased linearly with time at the beginning of adsorption. Then attained saturation called the equilibrium time. A larger amount of phenol was removed in the first 20 min of contact time and the equilibrium was established in 50 min for all temperatures studied.

- ***Effect of the initial concentration of phenol***

To determine the impact of the concentration on the adsorption of phenol in aqueous solution in contact with fibrous loofa, the variation of the quantity of phenol adsorbed with respect to time of contact has been examined for two initial concentrations: C_0=25ppm and 50ppm. The results of these experiments are shown in figure 4 which shows that the initial concentration has a clear influence on the amount of phenol absorbed on fibrous loofa. This is high for high initial concentrations therefore it is recommended for highly charged waste waters and less interesting for less charged solutions.

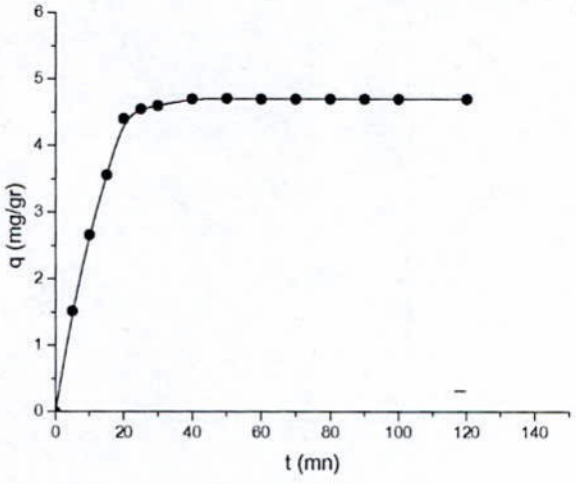


Figure 3: Phenol adsorption curves (phenol/loofa) at given conditions: pH=8.5, C_0=50mg/l, m=0.1g, V=50ml, T=23°C and stirring velocity=150 rpm.

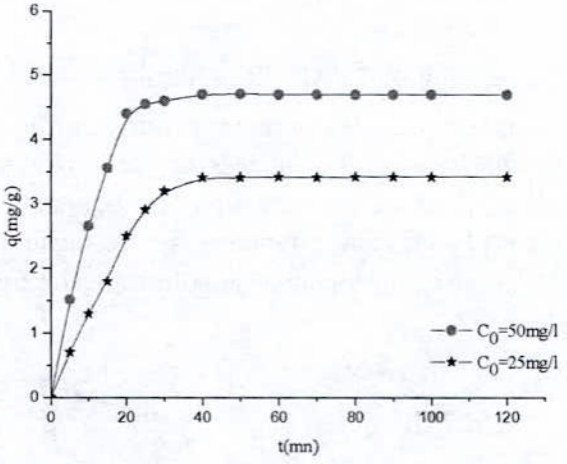


Figure 4: Effect of initial concentration on adsorption (phenol/loofa) at given conditions: pH=8.5, m=0.1g, V=50ml, T=23°C and stirring velocity =150rpm.

- ***Effect of the granulometry of the loofa***

The tests are carried out for two kinds of loofa, one crushed and the other in a raw state. All the experiments were conducted under the same initial conditions of temperature, quantity of dry mass, time of contact, pH of the solution, volume and initial concentration of the solution of phenol. The results obtained which are consigned in figure 5. This shows clearly that the amount of phenol absorbed in the case of crushed loofa is well above of that of raw loofa. This can be explained by the fact that the mechanical crushing of the cord loofa induces a geometrical modifications as well as physicochemical modifications which will cause the delaminating of the walls and an increased flexibility of the cords, which involves an increase a closed fibrous structure (formation of small pores) and a reduction in external porosity and thus more the granulometry of the loofa decreases, more the adsorbed quantity will be large.

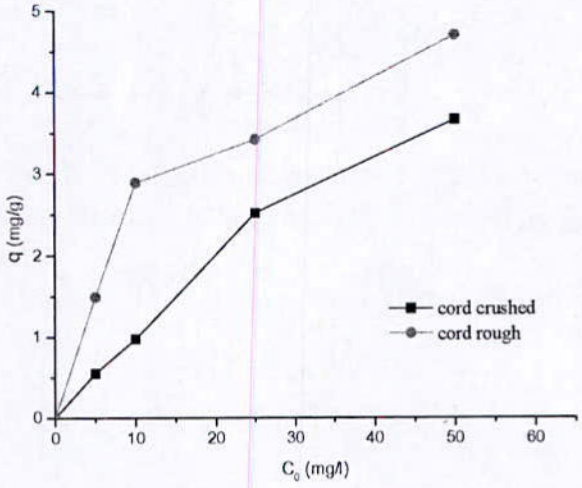


Figure 5: Effect of the granulometry of the loofa on adsorption (phenol/loofa) at given conditions: pH=8.5, m=0.1g, V=50ml, T=23°C and stirring velocity =150rpm.

d. Effect of initial phenol concentration on temperature-dependent adsorption

The initial phenol concentration provides an important driving force to overcome all mass transfer limitations of phenol between the aqueous and solid phases. Thus a higher initial phenol concentration will enhance the adsorption process (Dursun et al., 2005; Ozer et al., 2005). The effect of initial phenol concentration was investigated in the range of 25–50 mg/l at 4, 17, 23 and 30 °C. The results obtained are illustrated on figure 6.

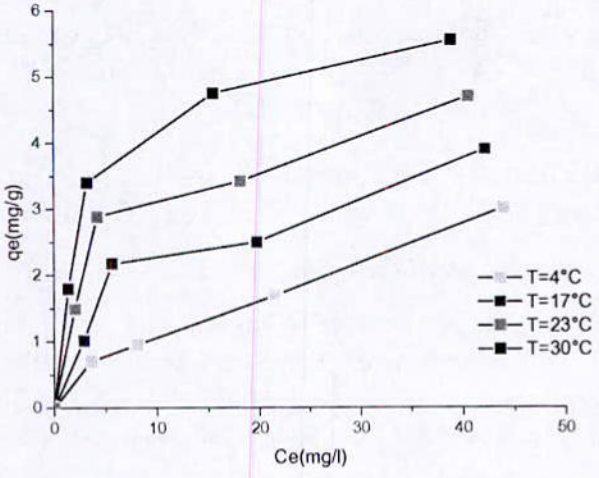


Figure 6: Effect of initial phenol concentration on temperature- dependent adsorption at given conditions: pH=8.5, m=0.1g, V=50ml, T=23°C and stirring velocity =150rpm.

Table 1 shows the change of the equilibrium adsorption capacity of the loofa with initial phenol concentration and temperature. It was indicated that q_e values increased with both increasing initial phenol concentrations and increasing temperature. The maximum

equilibrium adsorption capacity values were determined as 3.01, 3.9, 4.7, and 5.55 mg g^{-1} for 50 mg/l initial phenol concentration at 4, 17, 23 and 30 °C respectively. The adsorbent showed saturation at high phenol concentration as the adsorbent offers a limited number of surface binding sites. The increase of the adsorption capacity at increased temperature indicated that the adsorption of phenol onto the loofa is endothermic in nature and may involve physical adsorption as well as somewhat chemical adsorption.

Table 1: The equilibrium uptake capacities and adsorption yields obtained at different initial concentrations and temperatures

T°C	4°C	17°C	23°C	30°C
C_0(mg/l)	q_e(mg/g)	q_e(mg/g)	q_e(mg/g)	q_e(mg/g)
5	0.7	1.01	1.49	1.8
10	0.95	2.17	2.89	3.4
25	1.695	2.5	3 .42	4.75
50	3.01	3.9	4.7	5.55

e. Adsorption equilibrium depending on temperature

In this study, the adsorption equilibrium of phenol on Loofa was modelled using Langmuir and Freundlich isotherms. Their isotherm plots obtained at four different temperatures are presented in figues. 7- 8.

As seen from the table 2, although correlation coefficients of both equations are considerably well obtained at all temperatures, the Freundlich model exhibited better fit to the adsorption data than the Langmuir model. The magnitude of k_f and n_f of the Freundlich isotherm constants showed the tendency of phenol uptake from the adsorption medium with high capacity of the loofa especially at 30 °C. The highest k_f value was determined as 1.9180 at this temperature. All n values were greater than unity, indicating that phenol was favourably adsorbed by cord of loofa at all temperatures studied. Both the Q_0 and k values determined from Langmuir equation increased from 2.69 to 6.21 and from 0.09 to 0.3 with increasing temperature from 4 to 30 °C respectively. The maximum capacity, Q_0 defines the total capacity of the adsorbent for phenol. The other Langmuir constant, k indicates the affinity for the binding of phenol. The higher value of k found at 30 °C showed strong bonding of phenol to the loofa at this temperature.

Table 2: Isotherms constants for phenol adsorbed on loofa

T(°C)	*Langmuir* model			*Freundlich* model		
	Q_0	k	r	k_f	n_f	r
4	2.6857	0.0916	0.9609	0.3073	1.7207	0.9895
17	4.6525	0.10284	0.9597	0.7684	2.3138	0.9288
23	5.0715	0.21817	0.9704	1.4000	3.0251	0.9298
30	6.2112	0.30155	0.9909	1.9180	3.1883	0.9441

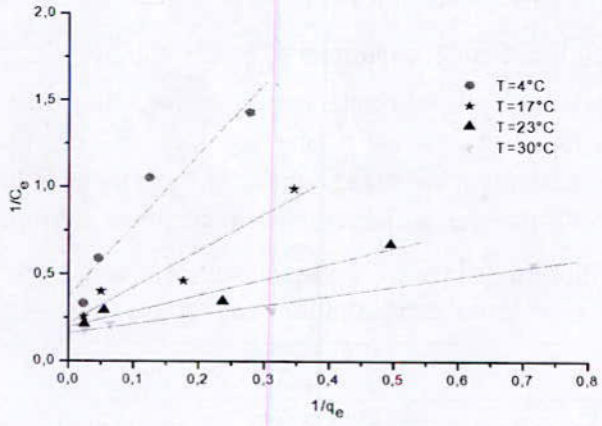


Figure 7 : The linearised Langmuir adsorption isotherm of phenol

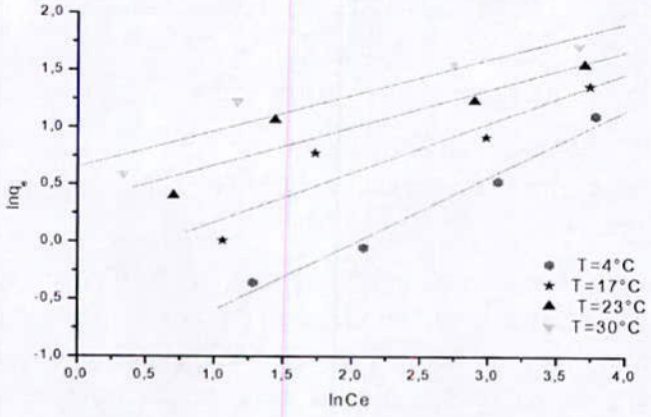


Figure 8: The linearised Freundlich adsorption isotherm of phenol

4. Conclusion

Based on the findings of the current study, it can be concluded that, the increase in the rate of adsorption of phenol in solutions in contact with the cord of loofa is favoured by:

- The increasing in the initial concentration of the solutions.
- The increasing in the temperature and approaches the ambient temperature.
- The whitening of the cords of loofa.
- The narrowed granulometry of cords.

The Langmuir and Freundlich adsorption equations were used to describe the adsorption phenomenon of phenol. The equilibrium data were well represented by the Langmuir model. Therefore, the possibilities of optimisation of the adsorption of industrial waste water by the loofa are in fact real, and let consider on the industrial level of interesting prospects, in particular for the organic species perforating itself in weak concentration. However some fundamentals points remain obscure, particularly the hydrodynamic behaviour of the loofa, dynamic adsorption and the interaction of these cords with other chemical solution other than phenol.

References

Dabrowski, A., Podkoscielny, P., Hubicki, M., and Barczak, M., 2005. Adsorption of phenolic compounds by activated carbon—a critical review Chemosphere, 58: 1049–1070.

Dursun, G., Ceçek. Arzu, H., and Dursun, Y., 2005. Adsorption of phenol from aqueous solution by using carbonised beet pulp J. Hazard. Mater., 125:175–182.

Hanini, S., Bouaziz, M. N., Renaud, M., Mortha, G., Marechal, A. and Henini, G.,2003. Caractérisation morphologique de la luffa cylindrica (partie I), 9ème Congrès de la société française de génie des procédés. St. Nazaire – France. SFGP. Récents progrès en génie des procédés, 15 (90):143-150.

Ho, Y. S., 2005. Effects of calcium competition on lead sorption by palm kernel fiber J. Hazard. Mater., 120:157-162.

Ho, Y. S. and Mckay, G., 1998. Kinetic Model for Lead (I) Sorption on to Peat Adso. Sci. Technol., 16: 242-255.

Mittal, A., Kurup, L. and Gupta, V. K., 2005. Use of waste materials—Bottom Ash and De-Oiled Soya, as potential adsorbents for the removal of Amaranth from aqueous solutions J. Hazard. Mater, 117:171–178.

Montanher, S.F., Oliveira, E. A. and Rollemberg, M. C., 2005. Romoval of metal ions from aqueous solution by sorption onto rice bran J. Hazard. Mater., 117:207–211.

Ozer, A., Akkaya, G. and Turabik, M., 2005. Biosorption of Acid Red 274 (AR 274 on Enteromorpha prolifera in a Batch system J. Hazard. Mater., 126:119–127.

Rahman, I. A. and Saad, B., 2005. Adsorption characteristics of malachite green on activated carbon derived from rice husks produced by chemical–thermal process Bioresource Technol., 96:1578-1583.

TRAITEMENT CHIMIQUE ET ELECTROCHIMIQUE DES REJETS FLUORES ISSUS DE L'INDUSTRIE PHOTOVOLTAÏQUE ELIMINATION DES FLUORURES – CARACTERISATION DES BOUES

Nadjib DROUICHE[1], Mouna HECINI[1], Mounia BOURI[1], Baya LOUNI[1]

[1]Unité de développement de la technologie du silicium (UDTS)
2, Bd Frantz Fanon Alger, 16200
BP 140 Alger-7 merveilles
Tel/Fax: 213 21433511
Email: nadjibdrouiche@yahoo.fr

Abstract

Efficient treatment of fluoride-containing wastewater efficiently has been important for environmental engineers in Algeria, following the fast development of the photovoltaic industry. An appropriate concentration of fluoride in drinking water is required to prevent dental cavities, but longterm ingestion of water that contains more than a suitable level of fluoride causes bone disease and mottling of the teeth. The discharge standard of fluoride in industrial wastewater is 15mg L^{-1} in Algeria. Around 350–700m^3 day^{-1} of fluoride-containing wastewater, with fluoride concentrations from 500 to 2000mg L^{-1} is generated by the rinsing and cleaning operations in semiconductor fabrication facility.The CMP wastewater from U.D.T.S. photovoltaic plant was characterized by high suspended solids (SS) content such as SiO_2, Al_2O_3 Other contaminants, including insoluble metal oxides and nitrides and soluble chemicals, such as $Fe(NO_3)_3$, $CuSO_4$, H_2O_2, $KMnO_4$, chlorates, hydroxylamine, and various additives, such as NH_4OH, dispersants/ surfactants, buffering inorganic and organic acids, high turbidity (NTU), chemical oxygen demand (COD) concentration up to 7 00 mgl^{-1} and fluor concentration up to 1000 mgl^{-1}. The aim of this paper is to propose an efficient and low cost treatment of chemical mechanical polishing wastewater process based on electrocoagulation with iron bipolar electrodes. The performance of a pilot scale electrochemical reactor equipped with iron bipolar electrodes and an anode active area surface of about 170 cm^2 was studied, In addition, sludge settling after electrocoaglation were characterized.

Keywords: bipolar electrodes, electrochemical reactor, electrocoagulation, wastewater, fluor

Résumé

Le présent travail traite du traitement d'affinage électrochimique des effluents chargés en ions fluorures issus du traitement de surface des plaquettes de silicium. Pour la conduite des essais électrochimiques une solution synthétique de fluorures de sodium est utilisée pour l'étude des performances du procédé. Un réacteur mono compartimenté, contenant un litre d'électrolyte, recevant un système de deux électrodes en fer de 170 cm^2 de surface active de sorte que le rapport surface de travail/volume de l'électrolyte soit maintenu constant. L'entrode est maintenue constante et égale à 1cm. Les résultats obtenus ont été étendus au traitement d'un effluent représentatif d'un rejet industriel de l'industrie photovoltaïque.

Mots clés : effluents, ions fluorures, traitement électrochimique, électrocoagulation, électrodes bipolaires

1. Introduction

De nos jours, après la qualité et la productivité, l'environnement constitue le troisième défi industriel à relever par les entreprises Algériennes. Face à une réglementation environnementale de plus en plus drastique et une limitation des performances des procédés physico-chimiques classiques de traitement des rejets hydriques, la prise en compte par les industriels des nouvelles technologies d'épuration des effluents apparaît comme une nécessité. L'industrie photovoltaïque – eu égard à la diversité, à la complexité et à la toxicité des effluents hydriques qu'elle génère – est l'une des premières concernée. Toutefois, l'adoption d'une démarche environnementale se fait hésitante au sein de l'industrie. En effet, l'environnement est perçu de façon très pragmatique à travers l'intérêt économique car un système de dépollution industriel représente une contrainte supplémentaire. Il est dès lors évident que son intégration dans l'entreprise est conditionnée par un fonctionnement souple et économique. D'ailleurs, aussi économique qu'il soit, un procédé d'épuration pénalise l'exploitant par le surcoût qu'il occasionne. Pour que l'effort d'intégration ait une chance de réussite, il convient que la solution proposée soit performante et compatible avec les moyens des exploitants. Dans cette optique, les techniques électrochimiques - plus « propres », plus efficaces et plus compactes - semblent être prometteuses. Parmi elles figure l'électrocoagulation (EC) [1]. L'électrocoagulation, version électrochimique de la coagulation chimique, est un procédé d'électrolyse à anode soluble, généralement en aluminium ou en fer : l'électrolyte étant le rejet à traiter. Les ions métalliques M^{n+}, produits par électro-oxydation du matériau anodique, permettent :

- De déstabiliser les particules colloïdales présentes dans le rejet ;
- De générer, par combinaison avec ions OH^- produits par la réduction cathodique de l'eau, des hydroxydes métalliques $M(OH)_n$ polymérisés très favorables à la formation de flocs, beaucoup plus hydrophobes que ceux produits par voie chimique. Ces flocs décantent mieux et donnent des boues très compactes.

De plus, l'alcalinité produite cathodiquement permet aussi la précipitation des contaminants métalliques éventuellement présents dans le rejet

L'électrocoagulation a été utilisée avec succès pour traiter des huiles et des graisses émulsionnées, des solutions contenant des colorants et des pigments, des eaux potables, urbaines et industrielles contenant entre autres des nitrates et des fluorures ou des métaux lourds [2]. Il reste que, les paramètres liés à ce procédé et la nature des phénomènes mis en jeu sont à ce jour mal maîtrisés.

L'effluent issu de l'industrie photovoltaïque après précipitation contient des matières en suspension et des ions fluorures solubles. Ces deux polluants peuvent être éliminés simultanément par le procédé électrochimique. Les particules CaF_2 peuvent être éliminées par coagulation grâce aux ions Al^{3+}, la flottation du gaz d'hydrogène ou la combinaison des deux [3,4]. Et les ions fluorures peuvent être éliminés par la coagulation grâce aux ions Al^{3+}.

2. Matériel et méthodes

a. Matériel

Les expériences ont été conduites dans un réacteur bipolaire avec deux électrodes en fer connectées en parallèle (Fig. 1), Avant de procéder à l'électrolyse, les électrodes subissent un polissage mécanique, un décapage chimique à la soude, un rinçage et un séchage. Le volume du réacteur électrochimique est d'environ 1 l. Une température constante de 293Ko a été maintenue pendant toutes les expériences et un potentiel constant a été appliqué à l'aide d'un potentiomètre de type P.Fontaine série MC 3030C. Les dimensions des électrodes bipolaires sont de 100mm×85mm. La solution synthétique de fluorures de sodium est injectée dans le réacteur électrochimique, une pompe Fontaine M7 ayant un débit de 470 l/h est utilisée pour l'homogénéisation du milieu pendant l'électrocoagulation. La pureté des électrodes en fer est d'environ 99,5%.

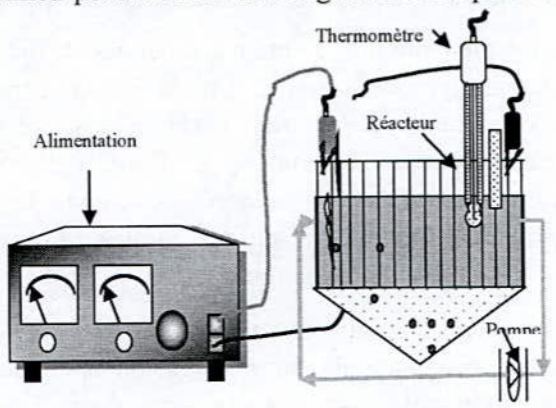


Figure1 : Dispositif expérimental

b. Méthode

Pour simuler l'effluent photovoltaïque après neutralisation à la chaux, une solution synthétique de fluorures de sodium (Prolabo, Paris, France) a été préparée. La défluoruration dans le réacteur électrochimique a été étendue à un rejet représentatif de notre unité. Les caractéristiques de notre effluent sont illustrées dans le tableau 1. L'unique source présumée de matières en suspension après précipitation à la chaux est le CaF_2. Le pH initial de l'effluent est de 2,18 car une grande quantité d'acide fluorhydrique est utilisée pour le décapage des plaquettes de silicum. De la chaux a été utilisée pour précipiter les ions fluorures présents dans le rejet et ajuster le PH. Des échantillons sont prélevés chaque dix minutes pour analyses. D'autre part, le volume restant de l'effluent traiter est porté dans une colonne de décantation pendant une période de 3 heures.

Tableau 1: Caractéristiques de le l'effluent issu du process photovoltaïque

$[F^-]$(mg/l)	217
pH	2,18
Cond (µs/cm)	1960
DCO, ($mgO2.dm^{-1}$)	776
color	green

c. Analyses chimiques

L'analyse des ions fluorures est effectuée grâce à une électrode spécifique de type [PF4L, Tacussel (Lyon)]. Pour éviter l'interférence avec les ions (Al^{3+}, Fe^{3+}, Cu^{2+}, Ca^{2+}, ...), une solution tampon TISAB II contenant du CDTA (cyclohexylenediaminetetraacetic acid, Orion Research Inc.) est additionnée aux échantillons. L'analyse des espèces métalliques présentes dans le précipité a été effectuée avec un microscope électronique à balayage (type ESEM XL30 FEG) couplé à un EDX. L'analyse à la fluorescence X à dispersion de longueur d'onde a été effectuée avec spectromètre de marque Philips, série magix, avec un tube Rh et une puissance de 4 kW.

3. Résultats et discussions

a. Defluorurartion d'une solution synthétique

Une expérience préliminaire employant une solution synthétique de fluorures a été menée dans le réacteur d'électrocoagulation en mode bipolaire. Une densité de courant de 60 A. m^{-2} a été appliquée. Parmi les diverses variables de fonctionnement, la tension est un facteur influençant fortement les exécutions de l'électrocoagulation [5]. La figure.1 illustre l'effet du potentiel appliqué sur l'élimination des ions fluorures. Sous ces conditions, la concentration des ions fluorures atteint la concentration recommandée par les normes de rejet en vigueur après une durée de 40 minutes pour tous les potentiels appliqués.

La figure.2 indique respectivement une élimination de 34 et 40% des ions fluorures pour une durée de 40 minutes d'électrocoagulation pour une tension appliquée de 20 et 30V. Les concentrations atteintes sont au dessus dessus des normes de rejet. Néanmoins un potentiel de 30V a été retenu pour la suite de nos expériences. Pour un potentiel appliqué de 10V ce résultat est atteint pour une durée de temps beaucoup plus longue. Ceci s'explique principalement par le fait que le l'élimination des ions fluorures prend moins de temps car le potentiel appliqué n'est pas suffisant pour déstabiliser les particules d'oxyde de fluorures présentes dans la solution. Il est a noté que les potentiels de 20 et 30V appliqués donnent de bons résultats d'élimination des ions fluorures, néanmoins une tension de 30Va été choisie pour la poursuite de nos tests et cela est du au fait que les normes de rejet recommandées sont obtenues dans un temps plus cours avec une consommation d'énergie relativement faible.

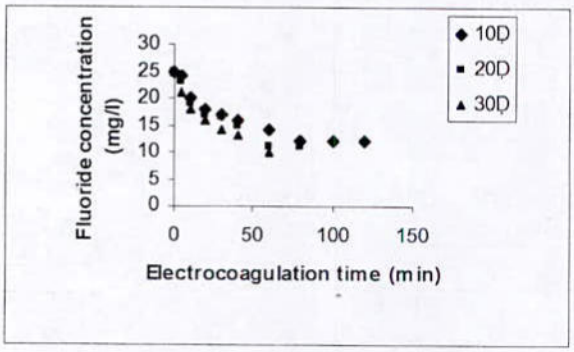


Figure 1 : Defluorurartion en mode continu. l'élimination T=20°C, I=1 A, V = 11

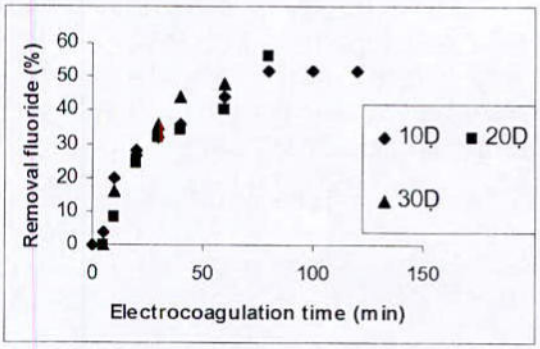


Figure 2 : L'effet du potentiel sur des ions fluorures. T=20°C, I=1 A, V= 1 1.

b. Defluorurartion du rejet photovoltaïque

L'élimination des ions fluorures dans un réacteur bipolaire d'électrocoagulation précédemment présentée, est appliquée à un effluent industriel provenant de l'activité de traitement des plaquettes de silicium de notre unité. La concentration en fluorures de cet effluent est égale à 25 (mg/l) (tableau 2).La figure 3 démontre que les normes de rejet en ions fluorures sont obtenues dans un temps supérieur à celui obtenu lors de l'utilisation d'une solution synthétique. Cette différence peut être expliquée par la coexistence d'anions qui entrent en compétition avec les ions fluorures. Parmi ces anions, SO_4^{2-}, HCO_3^- et H_2PO_4 qui réduisent le rendement d'élimination des ions fluorures.

Tableau 2 : Caractéristiques de l'effluent après précipitation à la chaux.

[F⁻](mg/l)	25
pH	6
Cond (µs/cm)	290
DCO, ($mgO2.dm^{-1}$)	43
Color	colorless

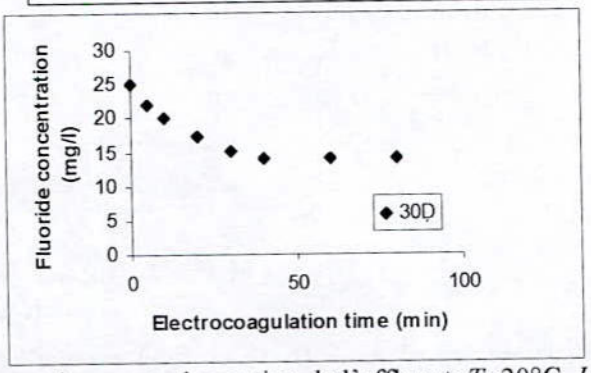


Figure 3 : Defluorurartion en mode continu de l'effluent. T=20°C, I =1A et V = 1 l.

4. Caractérisation des boues produites

Dans les expériences d'électrocoagulation les électrodes sont habituellement reliées à une source de courant extérieure. La quantité de métal dissoute ou déposée est dépendante de la quantité d'électricité qui passe à travers la solution électrolytique. Un rapport simple entre la densité de courant (A cm^{-2}) et la quantité de matière (m) dissoute (g /Mcm^{-2}) peut être dérivée de la loi de Faraday (Mollah et al, 2004):

$$m = I.t.M / Z.F.W \quad (4)$$

Où, m est la concentration en fer dans le réacteur électrochimique, I le courant électrique, t le temps d'électrocoagulation, M la masse molaire de l'anode en fer, Z le numéro atomique, F la constante de Faraday (96486 coulomb) et W le volume de la cellule électrolytique. Suivant les conditions opératoires, la masse de fer libérée par l'anode est de 12,2 mg/min^{-1} pour un potentiel appliqué de 30V et un temps d'électrocoagulation de 80 min, la consommation de l'anode est de l'ordre de 3,61% et ceci est considéré comme négligeable. Selon la loi de Faraday la consommation de l'anode en fer est linéairement proportionnelle au courant et au

temps d'électrocoagulation. Il convient aussi de noter que la cathode en fer n'a pas été affectée et reste intacte pendant l'électrocoagulation [5]. Les ions ferriques produits à l'anode peuvent former des ions monomériques Fe $(OH)_3$ et des complexes hydroxy-polymériques à savoir : $Fe(H2O)_6^{3+}$, $Fe(H_2O)_5(OH)_2^{+}$, $Fe(H_2O)_4(OH)^{+}$, $Fe_2(H2O)_8(OH)_2^{4+}$ et $Fe_2(H2O)_6(OH)_4^{4+}$ selon le pH du soluté ceci induit à la capture des particules d'oxyde en suspension [6]. Ainsi la caractérisation des boues produites est un paramètre important dans le procédé d'électrocoagulation. Le tableau n°3 montre la composition de la boue produite. La présence de silicium peut être attribuée à la présence de SiO_2 dans l'effluent, et qui a été absorbée sur la surface des colloïdes avant d'être déstabilisé et précipité. La présence des ions Na et K peut être attribuée à la soude et à la potasse, qui sont utilisés dans le traitement de polissage des plaquettes de silicium. La concentration élevée du fer indique la présence de ions ferriques dans le soluté induisant une oxydation et déstabilisation des particules. Ce résultat est confirmé par l'analyse EDAX (fig.4).

Tableau 3 : Caractéristiques du précipité (%)

Elément	Concentration (%)
F	25.497
Na	3.051
Si	2.317
K	1.525
Fe	46.701

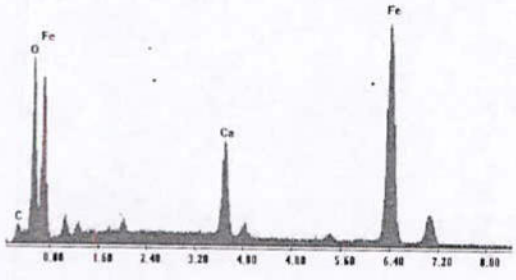


Figure 4 : Analyse dispersive aux rayons X du précipité (EDAX)

L'analyse dispersive d'énergie des rayons X (EDAX) (fig.4) montre la présence de carbone et d'oxygène, cela suggère qu'ils appartiennent aux composés organiques présents dans l'effluent et qui ont été absorbés sur la surface des colloïdes qui ont fini par être déstabilisés et précipités. On notera que la présence du calcium est attribuée à la formation de Ca $(OH)_{2(s)}$, ce dernier est utilisé dans l'ajustement du pH lors du traitement chimique de l'effluent.

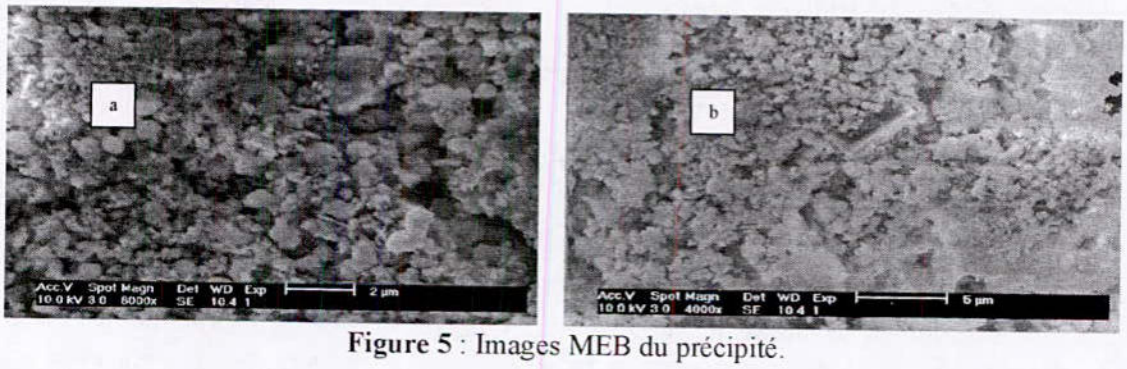


Figure 5 : Images MEB du précipité.

Figure 5 montre que la morphologie du précipité produit par le procédé d'électrocoagulation. Les agrégats formés montrent deux aspects géométriques différents, sphérique (a) et

prismatique (b). Les particules sphériques ont un diamètre moyen de 100 nm et les particules prismatiques ont un diamètre moyen de 600 nm. Ce résultat peut signifier que la forme finale de précipitation a une morphologie prismatique.

L'analyse infrarouge (Figure 6) montre q'on a dans la zone spectrale des OH une bande large entre [3700-3230] cm^{-1}, l'élargissement pourrait être du à un chevauchement de plusieurs bandes d'absorption correspondant à des substances possédant des groupements OH telles que CH_3COOH, KOH et NH_4OH, la présence ou l'apparition de bandes d'absorption dans d'autres zones spectrales confirmeraient nos hypothèses, ainsi pour le groupement N-H (dans NH_4OH) serait attribué à la bande sortant à 1638 cm^{-1}

Pour le groupe carbonyl C = O entre 1754 cm^{-1} confirmerait l'existence du groupement C=O de l'acide acétique présent dans l'échantillon solide analysé. Par ailleurs, on trouve des bandes d'absorption sortant respectivement à 1440-1395, 1222-865, elles seraient associées au groupement OH présents dans (KOH, CH_3COOH et NH_4OH).

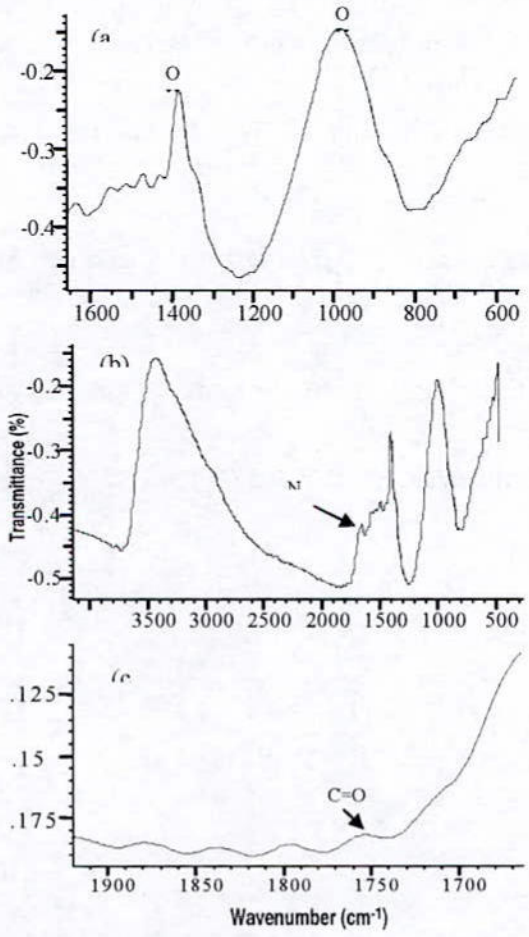


Figure 6 : Spectre infrarouge des éléments organiques présents dans le précipité

5. Conclusion

Les résultats obtenus dans cette recherche de traitement d'une solution synthétique fluoré ont montré la possibilité d'élimination des ions fluorés avec une concentration résiduaire inférieure aux normes de rejet.

L'application de l'électrocoagulation au traitement d'un effluent s'est révélée positive au regard du taux d'abattement des ions fluorures présents. Toutefois, nous avons remarqué que les anions et les cations interfèrent sur le rendement d'élimination des ions fluorures. Il a été également montré que la quantité générée de fer dissous (0 ,976g) provient d'une part de l'électro-oxydation de l'anode et d'autre part, de l'attaque « chimique » de la cathode par l'alcalinité locale produite.

6. Bibliographie

[1] Brown, W.E., Gregry, J.M., Chow, L.C., 1977. *Effects of fluoride on emanal solubility and cariostasis.* Caries Res. 11, 118–141.

[2] Lynch, C.F., 1987. *Relationship of fluorine in drinking waters to other drinking waters parameters*. Arch. Environ. Health 42, 5–13.

[3] Lui, M., Sun, R.Y., Zhang, J.H., Bina, Y., Wei, L., Lui, P., Keichero, F., 1983. *Elimination of excess fluoride in potable water with coarcervation byelectroly sis using aluminum anode*. Fluoride 20, 54–63.

[4] Mollah, M.Y.A., Morkovsky, P., Gomes, J.A.G., Kesmez, M., Parga, J., Cocke, D.L. *Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation*. Journal of Hazardous Materials B114 (2004), 199-210.

[5] Pletcher, D., Walsh, F.C., 1990. Industrial Electrochemistry, second ed. Chapman and Hall, London, UK.

[6] P.N. Johnson, A. Amirtharajah, J. AWWA 5 (1983) 232.

EPURATION D'UN EFFLUENT CONTENANT DES METAUX TOXIQUES PAR DIFFERENTS PROCEDES

Nassira FERROUDJ , Mohamed Salah MEDJRAM, Chahrazed DJILANI, Hilana SAKER

L.A.R.M.A.C.S–Faculté des Sciences-Université de Skikda- BP.26 - Skikda 21000 - Algérie
E-mail : fernassira @ yahoo.fr

Résumé

L'eau, source de vie et élément essentiel joue un rôle vital pour l'homme. La consommation croissante de l'eau a engendré une augmentation des rejets des eaux usées. De nos jours, le problème des métaux lourds est devenu de plus en plus préoccupant. Une caractéristique commune des effluents industriels est liée au fait qu'ils contiennent presque toujours des métaux toxiques se caractérisant par leur persistance, leur toxicité et leur pouvoir d'accumulation dans le milieu naturel. Plusieurs chercheurs se sont penchés sur l'élimination des polluants en utilisant différentes techniques de séparation tel que : extraction par solvant, l'extraction par membrane émulsionnée, adsorption sur des lits de solide, la distillation. Pour des raisons économiques et écologiques, nous sommes intéressés à l'étude comparative entre la technique de l'extraction par membrane émulsionnée et l'adsorption sur un matériau naturel disponible (bentonite de M'zila) comme adsorbant pour réduction du cuivre considéré comme étant le polluant ciblé dans notre étude. Les résultats expérimentaux montrent que l'extraction du cuivre par membrane liquide émulsionnée donnant un rendement d'extraction de 98,94%. Avec une concentration résiduelle dans la phase externe égale à 1,05mg/l, ($[Cu^{++}]_{résid.} < [Cu^{++}]_{admissible}$. Pour l'adsorption du cuivre par la bentonite les résultats obtenus donnant un rendement 97,58%. Cette étude se veut contribuer à la dépollution des eaux.

Mots clés : pollution, eau, cuivre, extraction, membrane, adsorption

Abstract

Water, source of life and essential element play a vital part for the man. The increasing consumption of water generated an increase in the discharges of worn water. Nowadays, the problem of heavy metals became increasingly alarming. A common characteristic of the industrial effluents is related to the fact that they almost always contain toxic metals being characterized by their persistence, their toxicity and their capacity of accumulation in the natural environment. Several researchers are leaning on the elimination of the pollutants by using various techniques of separation such as: solvent extraction, the extraction by membrane emulsified, adsorption on beds of solid, distillation. For economic and ecological reasons, we are interested in the comparative study between the technique of the extraction by emulsified membrane and adsorption on a natural material available (bentonite of Me zila) like adsorbent for reduction of the copper considered as being the polluting one targeted in our study. The experimental results show that the extraction of copper by emulsified liquid membrane giving an output of extraction of 98,94%. With a residual concentration in the external phase equalizes with 1,05mg/l, ($[Cu^{++}]$ résid. $< [Cu^{++}]$ acceptable. For the adsorption of copper by bentonite results obtained giving an output 97,58%. This study wants to be to contribute to the depollution of water.

Key words: pollution, water, copper, extraction, membrane, adsorption

1. Introduction

Les déchets peuvent être toxiques pour la santé des êtres vivants. L'industrie du traitement de surface génère des effluents liquides : eau chargée de polluants acides ou basiques d'une part, métaux ou éléments toxiques dissous, d'autre part. De nos jours, le problème des métaux lourds est devenu de plus en plus préoccupant. Une caractéristique commune des effluents industriels est liée au fait qu'ils contiennent presque toujours des métaux toxiques se caractérisant par leur persistance, leur toxicité et leur pouvoir d'accumulation dans le milieu naturel [1]. La protection de l'environnement impose de limiter les teneurs de ces métaux au maximum admis. Pour cela nous avons fait une étude comparative entre la technique de l'extraction par membrane émulsionnée et l'adsorption sur bentonite pour la réduction des ions cuivriques.

L'extraction par membrane émulsionnée permet de combiner les effets favorables de l'extraction liquide-liquide et ceux de l'extraction liquide –solide [2.3].

Les avantages de ce procédé sont soulignés comme suit :

- Simplicité de la mise en œuvre
- Faible demande de l'énergie
- Restitution possible de l'espèce extraite dans une nouvelle phase aqueuse

2. Matériel et Méthodes

a) Extraction du cuivre par membrane liquide émulsionnée

i. Composition de la membrane

Pour la mise en œuvre d'une extraction par membrane liquide émulsionnée on doit d'abord s'assurer de la stabilité de l'émulsion *EAU* dans *HUILE* (E/H) et pour s'assurer de cette stabilité nous avons pensé à la comptabiliser afin de pouvoir la contrôler.

Les résultats expérimentaux obtenus montrent que la composition optimale de la membrane donnant le taux de rupture le plus faible est la suivante :

- Ex tractant HDEHP acide DI (2- éthyle hexyl phosphorique) = 3%
- Diluant DODECANE = 90 %
- Tensioactif SPAN 80 = 7 %

ii. Optimisation des paramètres d'extraction

Pour réaliser l'extraction du cuivre nous avons procédé de la manière suivante :

Nous avons dispersé 20 ml de la solution émulsionnée dans 200 ml d'une solution aqueuse contenant une concentration du cuivre égale à 100 mg / l . La dispersion à été faite grâce à un agitateur mécanique à hélice tournant à 250 tr / min.

Afin de diminuer la concentration du cuivre dans le raffinat nous avons optimisé les paramètres suivants :

1- Rapport volumique phase externe / volume phase émulsion
2- Rapport volumique phase organique / volume phase interne
3- Concentration de la phase externe
4- Temps de contact

b) Adsorption du cuivre sur la Bentonite

i. Le support

En tant que matière première brute, l'argile est donc un mélange de minéraux argileux et d'impuretés cristallines sous forme de débris rocheux de composition infiniment diverse [4].

L'intérêt accordé à l'étude des argiles se justifie par leur abondance dans la nature, l'importance des surfaces qu'elles développent, la présence des charges électriques sur cette surface et surtout l'échangeabilité des cations interfoliaires [5].

L'argile utilisée dans l'expérimentation provient du gisement de M'zila (district de Mostaganem) au Nord Ouest de l'Algérie.

Tableau 1 : Analyse chimique de la bentonite

Eléments	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	$CaCO_3$	CaO	PAF
%	60.92	14.62	4.28	5.76	3.79	11

ii. Optimisation des paramètres d'adsorption

En régime statique, l'étude a été réalisée dans un réacteur parfaitement agité, placé dans un bain thermostaté, et agité mécaniquement. Pour la détermination du temps d'équilibre, on introduit un volume de 1 litre de la solution contenant 100mg/l de métal (Cu^{+2}). La température est maintenue constante (25°C) à l'aide d'un bain marié, on ajoute 2g de l'adsorbant. Enfin, le mélange est agité à 200 tr/min. Des prélèvements, en fonction du temps, ont été effectués jusqu'à avoir une concentration constante en métal. Pour établir l'isotherme d'adsorption, dans le même dispositif expérimental on introduit une quantité de 1g de l'adsorbant dans un bêcher; ensuite on ajoute une solution de 100 ml contenant le métal considéré de concentration variant de 5 à 100mg/l.. Lorsque l'équilibre est atteint, on fait des prélèvements pour mesurer la concentration du métal à l'équilibre.

Afin de diminuer la concentration du cuivre nous avons optimisé les paramètres suivants : Temps de contact - Effet de la température - Effet du pH- Effet de l'a vitesse d'agitation

3. Résultats

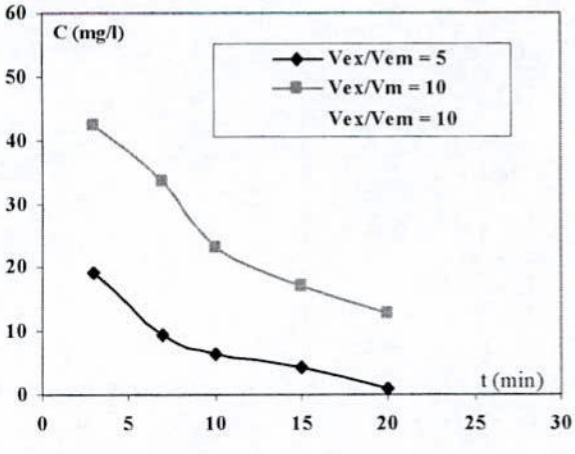


Figure 1 : Variation de l'extraction du cuivre en fonction du rapport volumique (V_{ex}/V_{em})

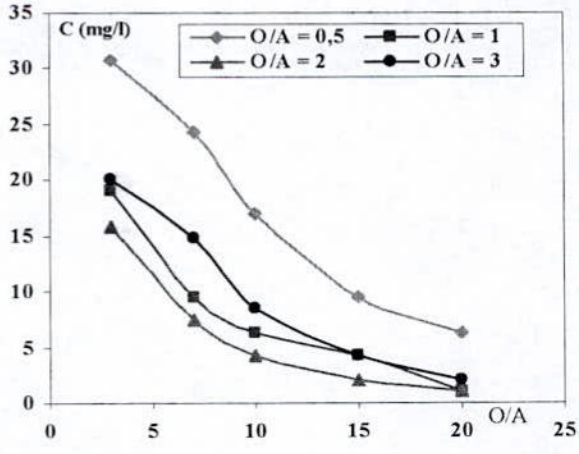


Figure 2 : Variation de l'extraction du cuivre en fonction du rapport volumique (O/A)

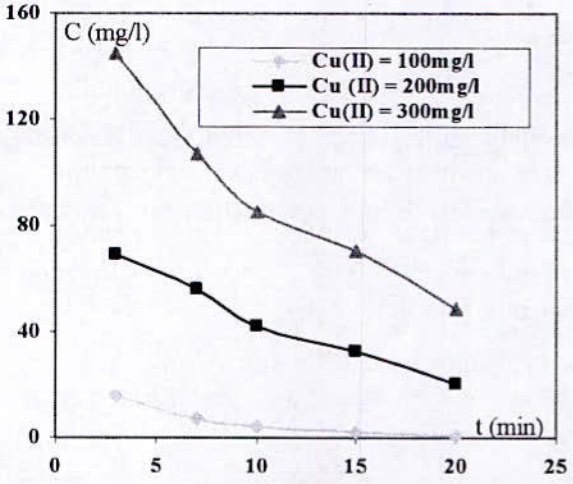


Figure 3 : Cinétique de l'extraction en fonction de la concentration du cuivre dans la phase externe

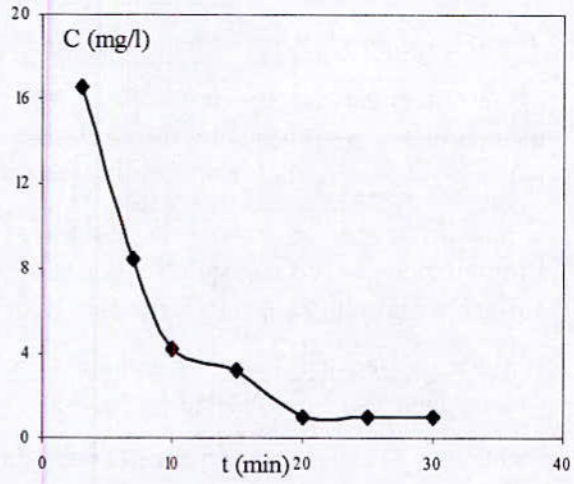


Figure 4 : Variation de l'extraction du cuivre en fonction du temps

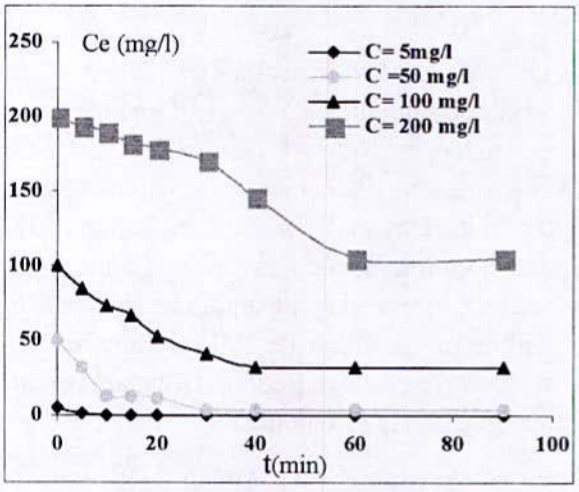


Figure .5 : cinétique de l'adsorption du Cu (II) en fonction du temps

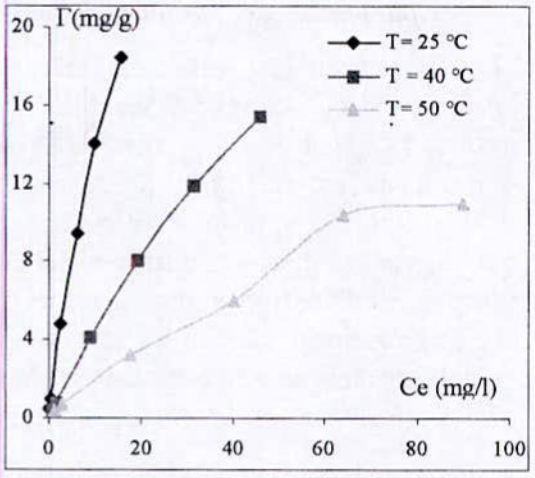


Figure.6 : Influence de la température sur l'adsorption du Cu(II) sur la bentonite

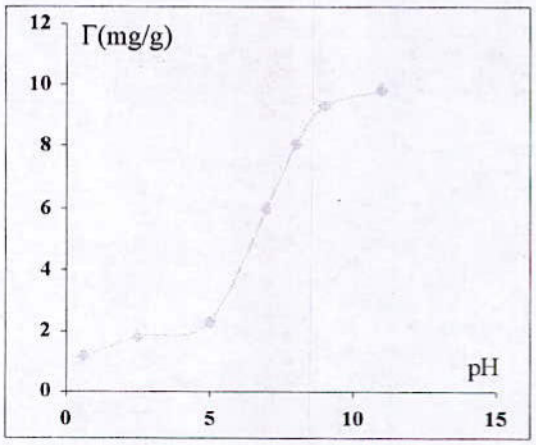


Figure 7 : Effet du pH sur l'adsorption du Cu (II) par la bentonite

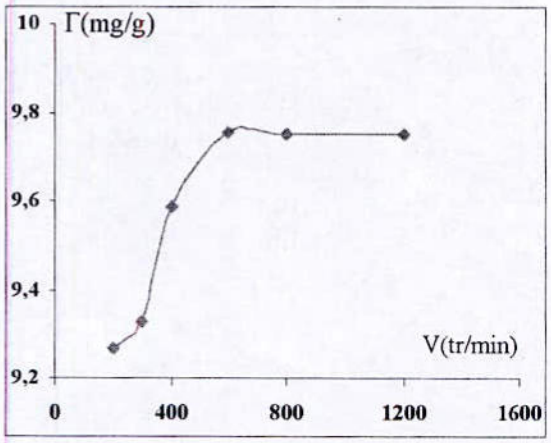


Figure 8: Effet de la vitesse d'agitation sur l'adsorption du Cu (II) par la bentonite.

4. Conclusion et discussion

Notre travail est basé sur l'étude comparative entre le méthode de l'extraction du cuivre par membrane liquide émulsionnée, et le procède d'adsorption sur la bentonite. Il ressort de notre étude que le problème des eaux usée contaminées par les métaux lourds peut être maîtrise (concentration résiduelles inférieures aux normes) en appliquant la technique d'extraction par membrane liquide émulsionnée qui est basée essentiellement sur la formation d'une émulsion E/H.

Les résultats expérimentaux obtenus nous conduit a souligné notamment les conclusions suivantes :

L'extraction du cuivre par membrane liquide émulsionnée donnant un rendement d'extraction de 98,94% est obtenue par les paramètres suivants :

- Rapport volumique externe/ volume émulsion = 5
- Rapport volumique de la phase organique/ volume de phase interne =2
- La concentration de la phase interne = 100 mg/l.
- Temps de contact = 20 minutes.
- Vitesse d'agitation = 250 tr / min

Composition de la membrane

- SPAN 80% = 7%
- HDEHP = 3%
- Dodécane = 90%
- Concentration de la phase interne [H_2SO_4] = 0.5 mol / l
- Vitesse d'émulsification = 5000 tr / min
- Temps d'émulsification = 5 min

L'étude expérimentale de la rétention du cuivre par la bentonite a montré d'une manière générale que cette dernière possède une grande capacité de rétention vis à- vis de l'élimination des métaux lourds. Ce travail a considéré l'effet de différents paramètres physico-chimiques sur la rétention du cuivre par ce support. L'adsorption du cuivre par la bentonite donnant un rendement de rétention de 97,58% est obtenue par les paramètres suivants :

- La température 25 °C
- La concentration initiale100mg/l
- La vitesse d'agitation 600tr/min
- Le rapport solide/ liquide 10 g/l
- le pH à 9

La bentonite, objet de cette étude présente donc un avantage majeur dans les traitements des eaux : eaux industrielles (dépollution des eaux résiduaires) et des eaux domestiques.

5. Références

[1] ACADEMIE DES SCIENCES. Contamination des sols par les élément en traces : les risques et leur gestion. Rapport n°42. Lavoisier Tec&Doc, paris, août 1998, 440p.

[2] J.F.LORET, Extraction de métaux précieux par des gels hydrophobes, Doctoral thesis, Louis Pasteur. Université, Strasbourg, France , 1987.

[3] D.E.Hadj-Boussaad, L.Belhadjiand F.Belkacem, Liquide-gel extraction of zinc by an acide extractant (DEHPA) in perchloric medium, 2NDinternational Symposium, progress in membran Sciences Technology , Universty of Twente, Enschede, The Netherlands, 1994.

[4] Ku Y. and Peters R .W, *.Innovative uses for carbon adsorption of heavy metals form plating wastewaters*, 6 (2) (1987) 119-124.

[5] Pore j., les dispersion aqueuses : suspension-émulsion mousses publication « le cuivre » paris (1976).

CONTRIBUTION A L'EXPERIMENTATION DE LA FILTRATION DE L'EAU POTABLE EN PRES TRAITEMENT DANS QUELQUES LITS FILTRANTS (SABLES) DE LA REGION DE BECHAR.

A STUDY OF FILTRATION PROCESS ON SOME TYPES SAND FROM THE REGION OF BECHAR BY PRIMARY TREATMENT OF POTABLE DRINKING WATER.

A. MAAZOUZI [1, 2,*] ; R. KETTAB [1] ; A. BADRI [2] ; D. CHENAF [3] ; A. KETTAB [1]

(1) Ecole National Polytechnique (ENP), Laboratoire de recherche des sciences de l'eau (LRS-EAU) El Harrach, Avenue Hassen Badi, BP182 ; EL - Harrach 16000 ALGER E-mail: kettab@yahoo.fr

(2) Département de génie des procédés, Université de Béchar 08000, AlgérieE-mail: maazdz@yahoo.fr

(3) Collège militaire royal (CMR) du Canada ; Ph.D École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada

Résumé

La compréhension des mécanismes de filtration d'eau dans un milieu poreux tel que le sable de dune, est essentielle afin de répondre aux interrogations concernant l'impact de ces systèmes sur la qualité des eaux de surface et souterraine.

L'approche choisie repose sur des expériences de filtration réalisées en régime permanent sur modèle physique de sable au laboratoire, permettant un suivie de l'évolution ou l'abattement qui peux avoir lieu sur certains paramètres physicochimiques des filtrats.

Nous examinons le rapport qualité d'eau milieu poreux étudié, et élaborer une banque de données sur les caractéristiques physico-chimiques d'une large gamme du lit filtrant (sable).

Mots clés : Eau, Sable, Filtration, Dépollution

Abstract

Understanding water filtration mechanisms in a porous environment such as sand dune is so essential. They will help us discover the impact of the system on the quality of surface and underground waters.

The approach is based on filtration experiments done in a laboratory. These experiments have been tried on a physical model of sand held in a permanent process. They are meant to help see the evolution or dejection that might take place on the physical and chemical parameters of the filtering process.

We will examine water quality in such an environment and elaborate a large scale data bank on the physical and chemical characteristics of the filtering.

Key words: water, sand, filtration, Dépollution

1. Materiel et méthode

a. Dispositif expérimental

Le pilote expérimental (figure1) est constitue d'une colonne en verre de 7 cm de diamètre et de 39,5 cm de hauteur. La hauteur effective du lit filtrant et de 25,5 cm (H_S), 14 cm et utilisé pour l'eau a filtré (H_E) qui est maintenu constante le long de l'expérience afin de garder la même charge hydraulique sur le sable.

b. Matériels

Les appareillages consignés dans le tableau 1 ont été utilisés.

Tableau 1 : Appareillages utilisés

Paramètre mesuré	Types d'appareils
Turbidité	Turbidimètre de laboratoire modèle LP 2000
Conductivité (m.S/cm)	Conductimètre 13701.93
Nitrite, Nitrate, Fer, Silicate, Phosphate et le Zinc	Multi paramètre de paillasse C100
pH	pH mètre portable HANNA HI 9210N

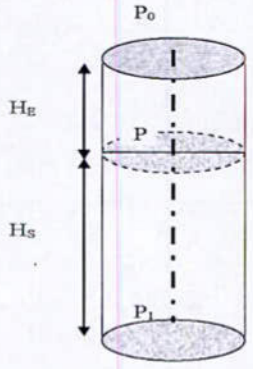


Figure 1 : Dispositif expérimental

c. Eaux utilisées

Un échantillon d'une eau souterraine (S), provienne d'un puit d'une profondeur de 53m et deux échantillons (DT1 et DT2), eau de surface venant du barrage Djorf tourba 50 Km de la ville de Bechar.

A signaler que DT1 représente l'échantillon d'eau après la pompe d'aspiration et DT2 l'échantillon qui provient directement du barrage soit avant la pompe d'aspiration.

La ville de Béchar fait partie de ces régions de l'Algérie où les ressources en eau potable sont extrêmement limitées (Sud Algérien) [1-6]. Une grande partie des réserves d'eau est constituée d'eau saumâtre. En effet la ville de Béchar dispose de ces deux ressources (Surface - Souterraine) pour son alimentation en eau potable.

d. Lits filtrant

Trois types de supports filtrant sont utilisés, il s'agit du sable de Kénadza (Ké), de Taghit (Ta) et Béni abbés (Be). Les trois types de sable proviennent directement des dunes.

e. Protocole expérimental suivi

La méthode est basée sur le principe suivant : une filtration lente, l'eau traverse sous une charge hydraulique constante (14 cm d'eau) le lit filtrant, la charge hydraulique est maintenu constante durant l'expérience. A prés avoir lavé le sable à l'eau distillé et le séché dans une étuve à une température de 50 °C pendant 24h.

Une analyse physico-chimique est réalisée sur les trois échantillons d'eau avant et après filtration.

Pour cela deux méthodes d'analyse sont utilisée : la spectrophotométrie (multi paramètres HANNA C100) et volumétrie.

2. Résultats et interprétations

a. Caractéristiques des supports utilisés

Caractéristiques physiques

- *Analyse granulométrique* :Les courbes granulométriques des deux matériaux ont été établies par passages sur des colonnes de tamis (méthode normalisé NF P 18-560).
- Représentation graphique de l'analyse granulométrique (Figures 2, 3 et 4).

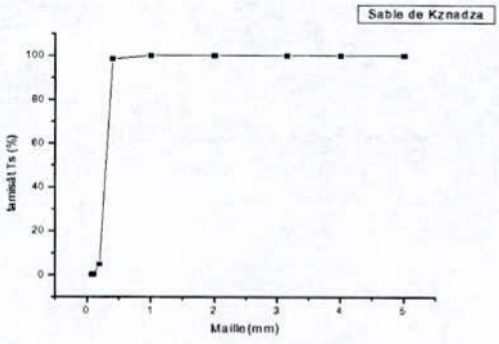


Figure 2 : Courbe granulométrique sable

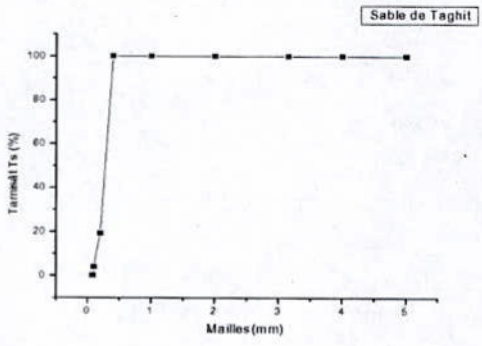


Figure 3 : Courbe granulométrique sable

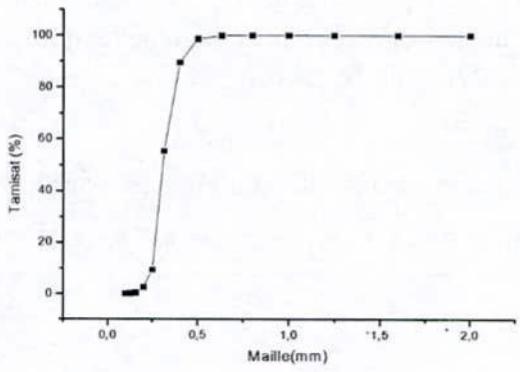


Figure 4 : Courbe granulométrique sable Béni Abbés

b. Les Résultats de l'Analyse des sables

i. Analyse physique

A partir des données granulométriques le module de finesse (MF) ainsi que le coefficient d'uniformité (CU) sont aisément accessible [1]. Les caractéristiques physiques des lits filtrant sont regroupées dans le Tableau 2 et Figure 5.

Les trois types de sable appartient à la catégorie sable fin cela est bien confirmé par leur faible porosité, 37% pour le sable de Kénadza, 36% pour le sable de Taghit et 32% pour le sable de Béni abbés; les valeurs usuelles de la porosité pour les sols varient entre 30-60%[9], ce caractère plus ou moins fin des sable peut être également quantifié par le leurs

Diamètre effectif d_{10}[9], leur module de finesse (MF) qui sont respectivement 2,96, 2,77 et 2,64 pour Kénadza, Taghit et Béni abbés ainsi que leur très faible coefficient de perméabilité k qui est de l'ordre de 10^{-5}et comme en remarque dans le tableau 2 le coefficient d'uniformité est bien inférieur à 2 pour les trois types de sable on peut en conclure que le sable présente une granulométrie uniforme, Par convention, si U est compris entre 1 et 2, la granulométrie est dite uniforme[10, 12-18].

Tableau 2 : Caractéristiques physiques des lits filtrant [1]

Sables	Kénadza	Taghit	Béni abbés
Module de finesse(MF)	2,96	2,77	2,64
Diamètre effectif d_{10} (mm)	0.35	0.19	0,25
Coefficient d'uniformité (CU)	1,46	1,05	1,30
Surface spécifique cm^2g^{-1}	0,08478	0,08478	0,15072
Coefficient de perméabilité k (m/s)	$1,987^{E}$-5	$1,198^{E}$-05	$1,869^{E}$-05
Porosité %	37	36	32
pH	7,98	8,70	7,41

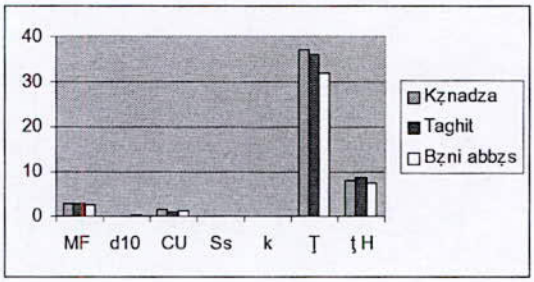


Figure 5 : Caractéristiques physiques des lits filtrant.

Le pH du sable de Taghit est beaucoup plus important que celui de Kénadza et Béni Abbés. Le diamètre effectif d_{10} de Taghit et le plus petit paramètre que selon *Hazen* influe directement avec le coefficient d'uniformité sur la perméabilité.

ii. Analyse chimique et minéralogique

L'analyse chimique et minéralogique des lits filtrant est donnée dans le tableau3.

Tableau 3 : Analyse chimique et minéralogique des lits filtrant [1]

Echantillon	Kénadza	Taghit	Béni abbés
Sulfates,%	00	00	00
Carbonates,%	11,42	10,71	10,92
Chlorures, %	0,37	0,60	0,65
Matières organiques, %	00	01	0,82
Forme	Arrondis	Arrondis	Arrondis
Couleur	Jaunâtre	Jaunâtre	Jaunâtre
Masse volumique absolue kg/l	2,73	2,50	2,63
Les insolubles, % de la silice	88,21	88,69	88,81

Les analyses chimiques et minéralogiques indique que les trois échantillons de sable ne contiens pas de sulfate, par contre un pourcentage beaucoup plus important d'insolubles : le sable de Kénadza représente 88,21% dans la même grandeur de celui de Taghit 88,69% et de Béni abbés 88,81% et que le sable de Kénadza est légèrement supérieur en carbonate 11,42% par rapport à celui de Béni abbés 10,92% et de Taghit 10,71%.

Les chlorures : Kénadza 0,37%, Taghit 0,60% et Béni abbés 0,65% alors que la matière organique est nulle pour le sable de Kénadza par contre pour le sable de Taghit représente 01% et Béni abbés 0,82% cela peut être justifier par l'appartenance des deux types de sable (Taghit et Béni abbés) au même Erg (Grand Erg occidental).

c. Filtration dans la masse

On a suivi la filtration de l'eau utilisée soient DT1, DT2 et S dans la masse filtrante en relevant le filtrat en fonction du temps, les analyses physico-chimique de l'eau avant et après filtration sont mentionnées dans les tableaux (4-6) pour chaque lit filtrant.

i. Lit filtrant sable de Kénadza

Les analyses avant et après filtration de l'eau utilisée soient DT1, DT2 et S à 18°C dans la masse filtrante sable de Kénadza sont regroupées dans le tableau 4.

- *Représentation graphique (Figures 5 - 7)*

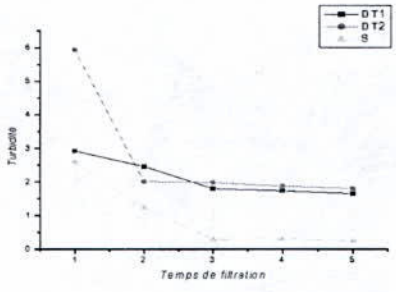


Figure 5 : Variation de la turbidité en fonction du temps : lit filtrant sable de Kénadza

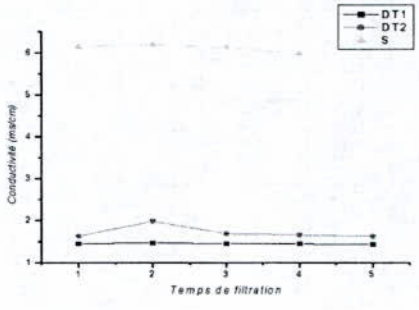


Figure 7a : Variation de la conductivité en fonction du temps : lit filtrant sable de Kénadza

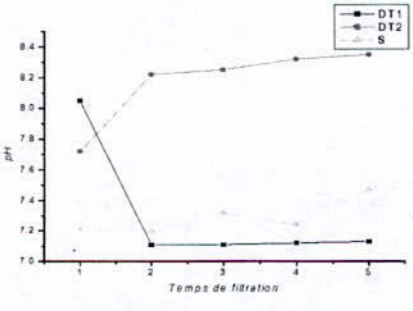


Fig.ure 6 : Variation du pH en fonction du temps : lit filtrant sable de Kénadza

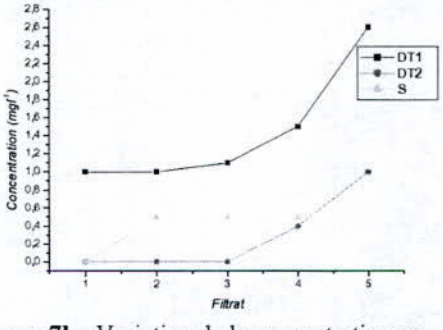


Figure 7b : Variation de la concentration en phosphate en fonction du temps. Lit filtrant sable de Kénadza

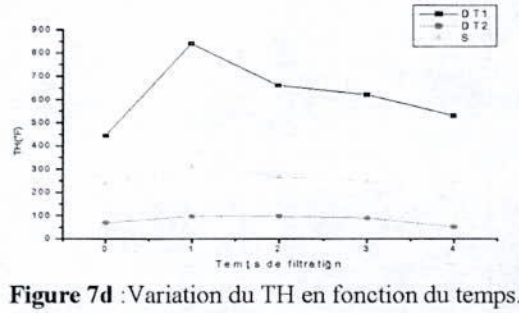


Figure 7d :Variation du TH en fonction du temps. Lit filtrant sable de Kénadza

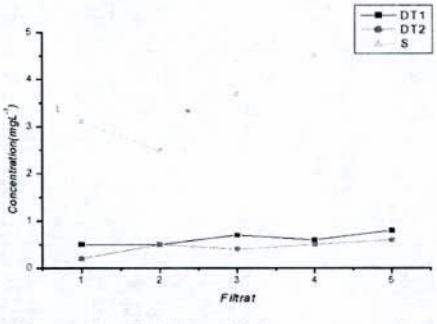


Figure 7c : Variation de la concentration en Nitrate en fonction du temps. Lit filtrant sable de Kénadza

Tableau 4 : Caractéristiques des eaux utilisées Paramètres chimiques donnés en (mg/1).Sable Kénadza

Paramètres physiques et chimiques	Avant filtration			Après filtration											
	DT1	DT2	S	Filtrat1			Filtrat2			Filtrat3			Filtrat4		
				DT1	DT2	S	DT1	DT2	S	DT1	DT2	S	DT1	DT2	S
Turbidité	2,92	5,94	2.6	2,46	2,01	1,24	1,8	1,98	0,29	1,73	1.87	0,32	1,65	1.80	0,25
Conductivité mS/cm	1,447	1,632	6.14	1,470	1,982	6,20	1,447	1,695	6.13	1,443	1.660	5,98	1,433	1.624	5,72
pH	8,05	7,72	7,21	7,11	8,22	7,20	7,11	8,25	7,32	7,12	8,32	7,24	7,13	8,35	7.47
Nitrite mg/l	02	02	05	02	00	04	00	00	02	00	00	00	03	03	5,70
Nitrate mg/l	0,5	0,2	3,1	0,5	0,5	2.5	0,7	0,4	3,7	0,6	0,5	4,5	0,8	0,6	6,3
Iode mg/l	0,1	0,1	5.6	0,08	00	4.7	00	00	4,3	00	00	4,4	00	00	3,5
Fer mg/l	00	00	00	00	00	00	00	0,06	00	00	00	00	0,20	00	00
Silicate mg/l	00	0,01	00	00	00	00	00	0,01	0,01	00	00	0,01	0,01	0,01	0,02
Phosphate mg/l	01	00	00	01	00	0,5	1 ,1	00	0 ,5	1,5	01	0 ,5	2,6	0,4	0,5
Zinc mg/l	0,11	0,07	00	0,02	00	0,7	00	00	0,34	00	0,01	00	00	0,03	0,03
TH (°F)	443,93	67,985	238,93	839,99	96,99	310,99	659,97	95,99	268,54	619,97	88,99	248,97	529,88	50,99	242,96
T Ca^{+2} mg/l	1320	164,0	432,0	3280	316,0	1204,0	2400	312 ,0	932,0	2160	264 ,0	752,0	1240	180 ,0	668,0
T Mg^{+2} mg/l	277	65,61	318,33	48,6	43,74	24,3	145,8	43,74	86,4	194,4	55,89	148,23	534,6	14,58	184,68
T Cl^- mg/l	319,5	355	1952,5	461 ,5	568	1668,5	319,5	710	1526,5	319,5	745,5	1455,5	284	745,5	1455,5
TAC mg/l	134,2	146,42	207,4	305	568	170,8	280,6	710	134,2	244	745,5	122	219,4	745,5	122
I_L	0,025	0,176	0,071	0,029	0,480	0,045	0,035	0,606	0,041	0,032	0,687	0,040	0,034	1,199	0,041

Tableau 5 : Caractéristiques des eaux utilisées Paramètres chimiques donnés en (mg/1).Sable Taghit

Paramètres physiques et chimiques	Avant filtration			Après filtration											
	DT1	DT2	S	Filtrat1			Filtrat2			Filtrat3			Filtrat4		
				DT1	DT2	S	DT1	DT2	S	DT1	DT2	S	DT1	DT2	S
Turbidité	2,92	5,94	2,6	2,46	2,68	2,06	1,92	2,23	1,33	1,68	1,95	0,79	1,43	1,91	00
Conductivité ms/cm	1,447	1,632	6,14	1,50	1,608	6,15	1,528	1,629	6,25	1,373	1,760	6,22	1,367	1,775	6,17
pH	8,05	7,72	7,21	7,58	7,64	8,09	7,60	7,62	8,18	7,62	7,47	8,28	7,61	7,62	8,23
Nitrite mg/l	02	02	05	11	05	3	01	05	00	02	00	02	03	3,6	08
Nitrate mg/l	0,5	0,2	3,1	0,5	0,2	3,05	0,6	3,9	3	3,8	8,3	8,5	7,9	11,8	10
Iode mg/l	0,1	0,1	5,6	0,07	0,06	4,5	00	00	4,2	00	00	4,05	00	00	3,09
Fer mg/l	00	00	00	0,81	0.21	1.51	0,15	00	00	0,03	0,18	00	0,17	0,04	00
Silicate mg/l	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00
Phosphate mg/l	01	00	00	1,5	01	1,3	1,5	1,3	1,1	0,5	0,8	0,3	1,6	0,2	0,80
Zinc mg/l	0,11	0,07	00	0,56	0,56	1,7	0,26	0,12	0,49	0,29	0,11	0,02	0,07	00	0,08
TH (°F)	443,93	67,985	238,93	69,0	90.0	357,0	56,0	56.0	331,0	47,0	54,0	315,97	42,0	51,0	279,95
TCa^{+2} mg/l	1320	164,0	432.0	236,0	268,0	1264.0	168,0	172,0	1200,0	136,0	168,0	1040,0	120,0	148.0	780.0
TMg^{+2} mg/l	277	65,61	318,33	24,3	55,89	99,63	34,02	31,59	75,33	31,59	29,16	136,08	29,16	34,02	206,55
TCl mg/l	319,5	355	1952,5	355	532,5	4544	319,5	355	2256	284	319,5	2059	284	319,5	1917
TAC mg/l	134,2	146,42	207,4	219,6	195,2	183	195,2	158,6	109,8	146,4	146,4	134,2	134,2	146,4	134,2
TAC meq/l	2,2	2,4	3,4	3,6	3,2	03	3,2	2,6	1,8	2,4	2,4	2,2	2,2	2,4	2,2
I_L	0,025	0,176	0,071	0,260	0.177	0,042	0,286	0,232	0,027	0,255	0,222	0,045	0,261	0,235	0,039

Tableau 6 : Caractéristiques des eaux utilisées Paramètres chimiques donnés en (mg/l).Sable Béni abbés

Paramètres physiques et chimiques	Avant filtration			Après filtration											
	DT1	DT2	S	Filtrat1			Filtrat2			Filtrat3			Filtrat4		
				DT1	DT2	S	DT1	DT2	S	DT1	DT2	S	DT1	DT2	S
Turbidité	2,92	5,94	2,6	2,06	3,02	2,08	1,20	2,43	1,36	0,68	1,09	0,66	00	1,01	00
Conductivité ms/cm	1,447	1,632	6,14	1,339	1,612	6,10	1,373	1,629	6,13	1,377	1,760	6,13	1,387	1,630	6,15
pH	8,05	7,72	7,21	7,58	7,64	7,09	7,60	7,62	7,18	7,62	7,57	7,28	7,61	7,62	7,80
Nitrite mg/l	02	02	05	03	05	03	03	05	04	05	03	04	06	04	07
Nitrate mg/l	0,5	0,2	3,1	0,7	0,7	3,05	0,9	3,9	3	04	8,6	8,5	08	11	10
Iode mg/l	0,1	0,1	5,6	0,07	0,06	4,05	00	00	4,2	00	00	4,05	00	00	3,8
Fer mg/l	00	00	00	0,15	0,20	0,25	0,13	0,17	0,20	0,10	0,20	0,15	0,19	0,08	0,10
Silicate mg/l	00	00	00	00	0,4	0,6	01	0,6	0,8	01	0,8	00	1,5	01	1,8
Phosphate mg/l	01	00	00	01	01	1,3	1,51	1,3	1,1	0,74	0,8	0,3	1,02	0,2	0,80
Zinc mg/l	0,11	0,07	00	0,44	0,33	1,3	0,30	0,10	0,39	0,29	0,11	0,09	0,04	00	0,09
TH(°F)	443.93	67,985	238,93	65,5	77,0	322,7	55,4	54,0	216	43	53	198,5	41	48,9	250
T Ca^{+2} mg/l	1320	164,0	432,0	234	238	1157,2	165	145	742,1	134	123	588,35	118	122	419,13
TMg^{+2} mg/l	277	65,61	318,33	17,02	42,55	81,19	34,4	43,16	74,1	23,1	54,09	125	27,96	46,92	188,7
TCl mg/l	319,5	355	1952,5	345	522,5	4504	310,5	345	2257	264	317,5	2039	274	319,5	1916
TAC mg/l	134,2	146,4	207,4	189,6	175,2	183	125,2	148,6	120,8	124,4	146,4	121,2	130,1	145	115,2
TAC meq/l	2,2	2,4	3,4	3,12	2,78	03	2,05	2,44	1,98	2,04	2,4	1,98	2,13	2,37	1,88
I_L	0,025	0,176	0,071	0,24	0,2	0,05	0,2	0,23	0,05	0,24	0,23	0,05	0,26	0,24	0,04

– *Interprétation sable de Kénadza*

A partir de la figure 5 représentant la variation de la turbidité en fonction du temps de filtration des trois échantillons d'eau, on constate une nette correction de la turbidité :

- Pour DT1 43,5%, DT2 69,7% et 90,4% pour S.

La variation du pH en fonction du temps de filtration figure 6:

- Pour DT1 on enregistre une chute de 11,43%, DT2 et S une augmentation de la valeur initiale de 8,2% et 3,61% respectivement.

L'évolution de la conductivité en fonction du temps de filtration figure 7 nous amène a conclure que l'effet de la filtration sur ce paramètre est négligeable pour DT1 et DT2 (0,96%-0,5%), est considérable pour S qui est de 6,84%.

Une efficacité du lit filtrant envers la dureté totale TH de l'eau traitée ; cette dernière s'abaisse de 25% de sa valeur initiale pour l'échantillon DT2. Une légère augmentation de TH est relevée pour S de 1,6%;Le DT1 représente une augmentation plus au moins importante 19,4%; cette dernière est due probablement à la lixiviation du sable pour ce test.

Une diminution de 25,45% de la teneur en chlorures prélevée pour le filtrat d'eau souterraine S, de même pour le filtrat d'échantillon DT1 ou le taux de diminution est de l'ordre de 11,11%, par contre pour le filtrat d'échantillon DT2, la teneur en chlorures est deux fois supérieure de la valeur initiale.

Le titre alcalimétrique complet TAC augmente par rapport à sa valeur initiale cela pour les deux filtrats DT1 et DT2, où les valeurs sont respectivement 63,5% et 4 fois; une efficacité de 41,2% est signalée pour le filtrat d'eau souterraine S.

Nous pensons que pour les Nitrates, Nitrites et les phosphates le lit filtrant de 11,79% de soluble a participé pour les trois échantillons d'eau à l'augmentation considérable de ces éléments en fin de filtration. Le fer, le Zinc et les silicates représentent des traces minimes.

L'indice de Leroy I_L considère l'eau comme non corrosive s'il est compris entre 0,7 et 1,3[11].

ii. Lit filtrant sable de Taghit

Les analyses avant et après filtration de l'eau utilisée soient DT1, DT2 et S à 18°C dans la masse filtrante sable de Taghit sont regroupées dans le tableau 5.

– *Représentation graphique (Figures 8-10)*

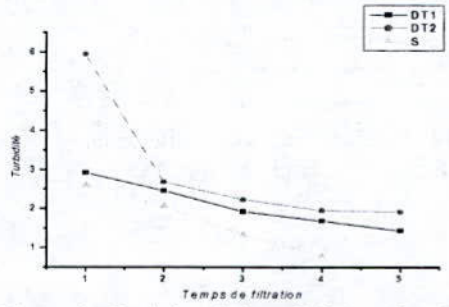


Figure 8 : Variation de la turbidité en fonction du temps lit filtrant sable de Taghit

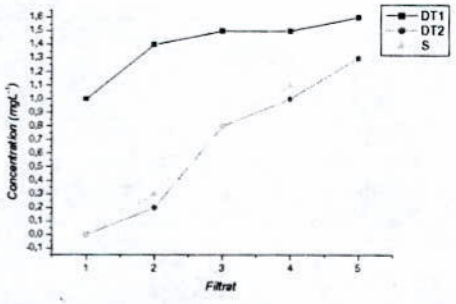


Figure 10b : Variation de la concentration en phosphate en fonction du temps. Lit filtrant sable de Taghit

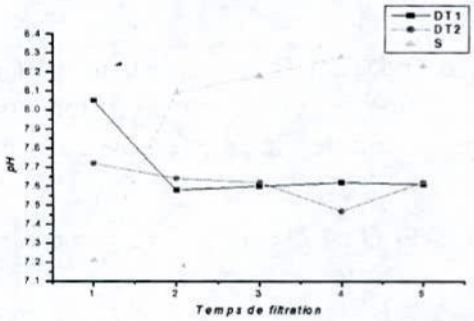


Figure 9 : Variation du pH en fonction du temps. lit filtrant sable de Taghit

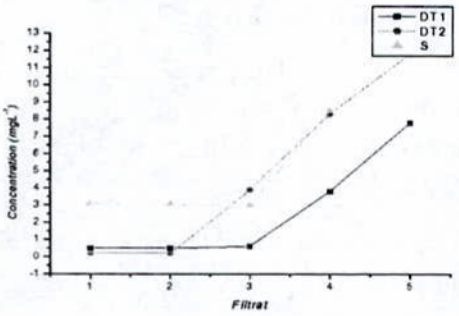


Figure 10c : Variation de la concentration en Nitrate en fonction du temps. Lit filtrant sable de Taghit

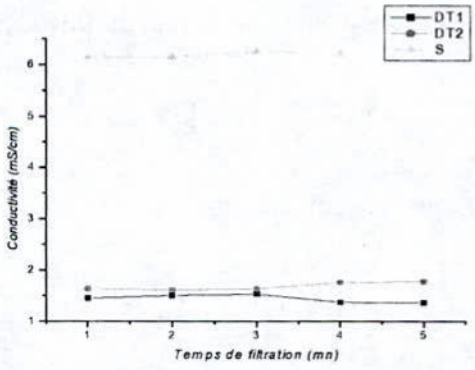


Figure 10a : Variation de la conductivité en fonction du temps : lit filtrant sable de Taghit

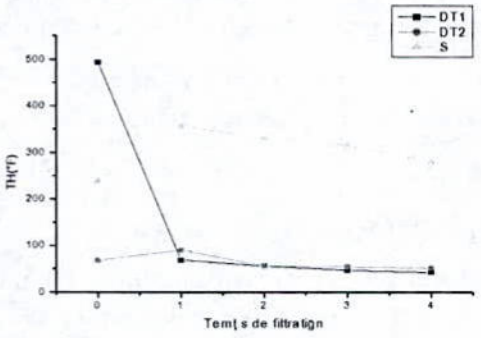


Figure 10d. : Variation du TH en fonction du temps : lit filtrant sable de Taghit

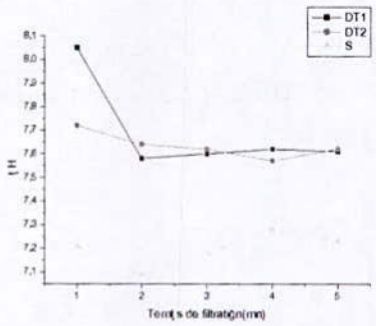


Figure 11a : Variation du pH en fonction du temps : lit filtrant sable de Béni abbés

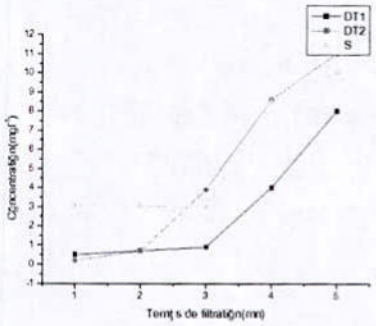


Figure 11d : Variation de la concentration en Nitrate en fonction du temps. lit filtrant sable de Béni abbés

– *Interprétation sable de Taghit*

Le tableau 5 nous permet de conclure pour les trois échantillons d'eau, la correction de la turbidité en fonction du temps de filtration figure 8 dépasse les 50%. Pour DT1 51,02%, DT2 67,84% et 100% pour S.

Concernant le pH figure 9: une légère correction pour DT2 1,3% et une augmentation respective de 2,23% et 14,14% pour DT1 et S. La variation de la conductivité en fonction du temps pour le lit filtrant de Taghit figure 10a représente le même effet que celui de Kenadza.

Pour ce remplissage le TH démunie de 90,53% pour DT1 et de 25% pour DT2, par contre une augmentation de 17,2% pour S.

Une efficacité d'élimination des chlorures est remarquée pour les trois échantillons d'eau, cas d'échantillon DT1 est de 11,11%, 10% pour DT2 et de 1,8% pour S. La valeur du TAC demeure constante pour le DT1 et DT2, sauf qu'on remarque une augmentation du TAC pendant le premier et le deuxième filtrat que nous pensons l'étape de lavage du lit filtrant. Concernant le S ce paramètre (TAC) a diminué de 35,29%.

Un apport de la concentration en nitrates, nitrites et phosphates dans le cas du sable de Taghit est beaucoup plus important que celui de Kenadza.

Aucune présence des silicates après filtration, une teneur minime en fer et zinc.

iii. Lit filtrant sable de Béni abbés

Les analyses avant et après filtration de l'eau utilisée soient DT1, DT2 et S à 18°C dans la masse filtrante sable de Béni abbés sont regroupés dans le tableau 6.

– *Représentation graphique (Figures.11)*

- *Interprétation sable de Béni abbés*

A partir des figs. 11 représentant la variation de la turbidité en fonction du temps de filtration des trois échantillons, on constate une nette élimination de la turbidité 100% pour DT1 et S, et de 83% pour DT2.L'effet du remplissage sur le pH de l'eau traitée (figure 11a) est non négligeable soit en terme d'augmentation (8,18% pour S) ou diminution (DT1 5,5% ; DT2 1,3%).

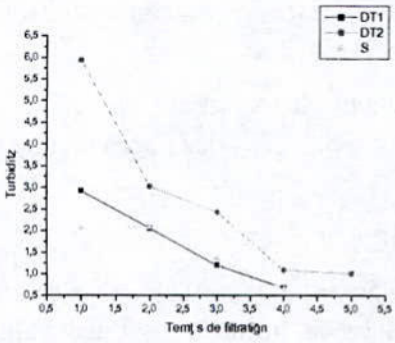


Figure 11 : Variation de la turbidité en fonction du temps : lit filtrant sable de Béni abbés

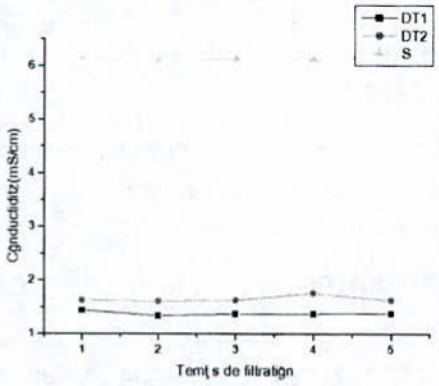


Figure 11c. Variation de la condictivité en fonction du temps : lit filtrant sable de Béni abbés

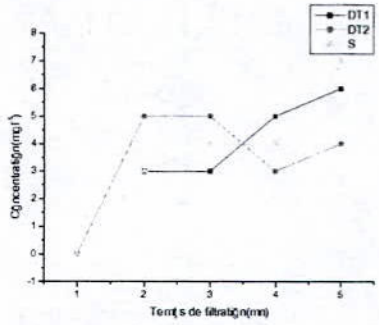


Figure 11 b : Variation de la concentration en Nitrite en fonction du temps. Lit filtrant sable de Béni abbés

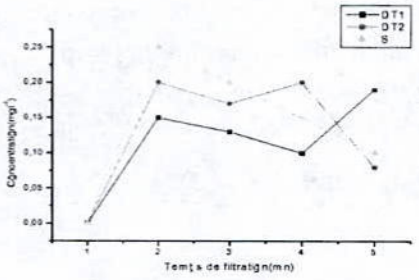


Figure 11e : Variation de la concentration en fer en fonction du temps. Lit filtrant sable de Béni abbés

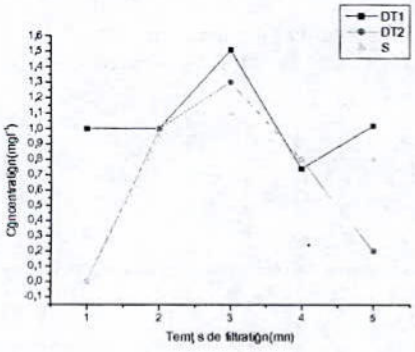


Figure 11f .Variation de la concentration en Phosphate en fonction du temps. Lit filtrant sable de Béni abbés

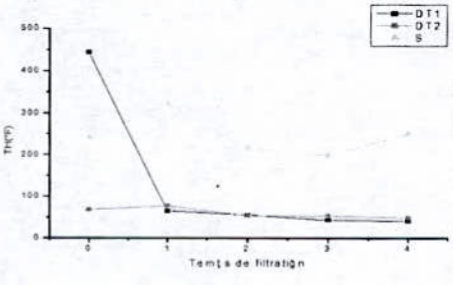


Figure 11g : Variation du TH en fonction du temps. Lit filtrant sable de Béni abbés

La variation de la conductivité en fonction du temps de filtration figure 11c nous amène a relever que l'effet de la filtration sur ce paramètre est négligeable:

- Pour DT1 une variation de 1,447 à 1,387 ;
- Pour DT2 une variation de 1,632 à 1,630 ;
- Pour S une variation de 6,14 à 6,15.

Le TH a diminue de 90,76% pour DT1 et de 28 % pour DT2 ; aune augmentation de 4,63% est enregistrée dans le cas de S.

Une efficacité d'élimination des chlorures est relevée pour les trois échantillons d'eau, elle est de l'ordre de 14,24% pour le DT1, 10% pour le DT2 et de 2% pour S. Le TAC est éliminé à 44,45% pour le S, 3,05% pour DT1 et demeure relativement constant dans le cas du filtrat DT2.

Une teneur excessive des nitrates, nitrites, phosphates est remarquée après un certain temps de percolation pour la totalité d'échantillons d'eau analysés ; des traces de fer, Zinc et de silicates sont aussi prélevés.

d. Mesure de la vitesse de filtration dans la masse du lit granulaire

Le lit de matériau granulaire (sable), de hauteur 39,5cm dans une colonne de verre, est soumis à une charge hydraulique constante. On a suivi la filtration de l'eau utilisée en relevant le volume recueilli en fonction du temps pendant une heure de filtration. On répète la même manipulation avec les trois types de sols utilise pour les différents échantillons d'eau.

Les figures 12 montre la variation du volume en fonction du temps. Les figures 13 montrent la variation du débit en fonction du temps.

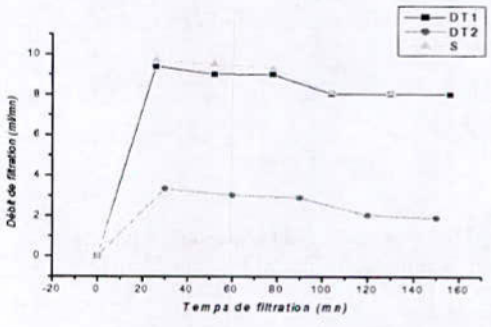


Figure 13 : Variation du débit de filtration en fonction du temps : lit filtrant – sable de Kénadza

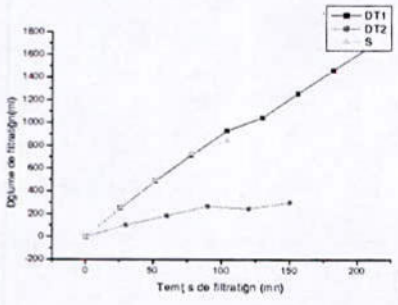


Figure 12 : Variation du volume de filtration en fonction du temps : lit filtrant – sable de Kénadza

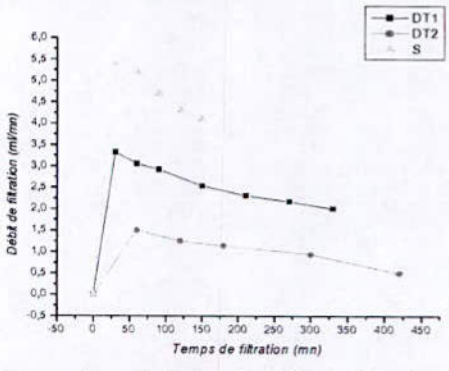
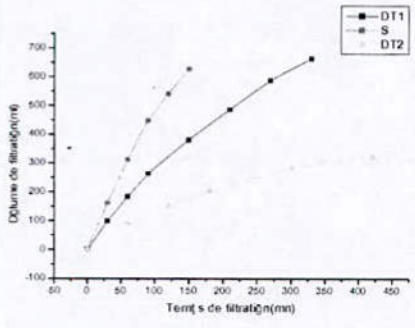


Figure 13a : Variation du débit de filtration en fonction du temps : lit filtrant – sable de Taghit



Figures 12a : Variation du volume filtration en fonction du temps : lit filtrant – sable de Taghit

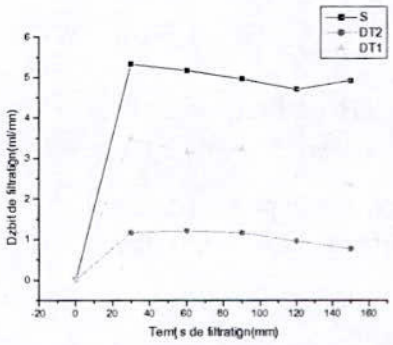


Figure 13b : Variation du débit de filtration en fonction du temps : lit filtrant – sable de Béni abbés

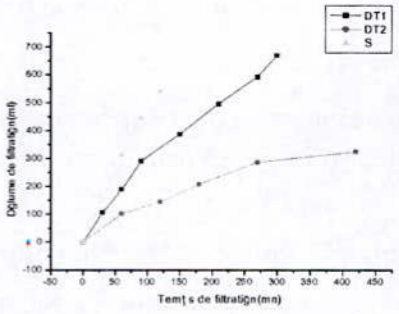


Figure 12b : Variation du volume de filtration en fonction du temps : lit filtrant – sable de

La représentation graphique du volume, en fonction du temps v = f (t) figures 12, permet de remarquer que le volume est proportionnel au temps de passage. Avec les eaux de turbidité plus importante, le cas de DT2 qui est de 5,94 réduit jusqu'à 70% dans le cas du sable de Kénadza a partir duquel la masse filtrante subit un colmatage d'où la réduction du débit de filtration bien avant DT1 qui est de 2,92 réduit a 1,65 et le volume n'est plus proportionnel au temps de passage, ce qui confirme la réduction de la porosité du lit filtrant par accumulation des particules solides en suspension se trouvant dans l'eau du passage de DT2 avant le DT1 contrairement a S qui possède une turbidité la plus faible , avec une porosité de36% pour le sable de Taghit légèrement inférieur a celle du sable de Kénadza 37% et celle de béni abbés 32%. Les volumes recueillis dépendent de l'effluent et de la nature granulométrique du matériau [19].

Le phénomène est d'autant plus important que le volume d'eau écoulé est grand. C'est ainsi que le débit d'écoulement diminue avec le temps à la suite du colmatage progressif du système filtrant figures. 13.

Les résultats nous permettent de déduire que le débit de filtration à la pression d'utilisation (14 cm d'eau) (H_E) dépend de deux facteurs : la turbidité de l'eau et la porosité du filtre. Plus la porosité du filtre est faible, (cas des trois filtres) plus le débit de filtration est moins important et dépendant de la charge de l'effluent en matières en suspension.

Lorsqu'une eau ne contenant aucune matière en suspension exprimé en sa turbidité son débit est constant, et les volumes recueillis sont proportionnels au temps de passage [20].

Conclusion

Cette étude basée sur la contribution à la valorisation du sable de la région sud ouest algérien utiliser en prétraitement des eaux potable (surface et souterraine), nous a permis de dégager les points suivants :

- La filtration sur sable de (Kénadza, Taghit et Béni abbés) permis :
  - Une bonne correction de la turbidité ;
  - La conductivité demeure indifférente ;
- Dans les trois lits filtrant (Kénadza, Taghit et Béni abbés)en remarque l'augmentation considérable de la concentration en nitrates, nitrites et phosphates qui sont probablement dû à l'apport des lits filtrants, restant toujours dans la gamme normative,

cet apport est très important dans le cas du sable de Taghit. Reste à vérifier l'influence du temps de séjour de l'eau dans le lit filtrant.

- Après filtration le fer et le zinc ne représentent que des traces;
- Une efficacité du lit filtrant envers la dureté totale TH de l'eau de surface DT à été enregistré pour les deux types de sable (Taghit et Béni abbés);
- Lorsqu'une eau ne contenant aucune matière en suspension exprimé en sa turbidité son débit est constant, et les volumes recueillis sont proportionnels au temps de passage ;
- Les volumes recueillis après filtration dépendent de l'effluent et de la nature granulométrique du matériau ;
- Pour un milieu poreux donné, le volume d'eau infiltré diminue lorsque la charge en matières en suspension augmente ;

Les résultats obtenus après filtration de l'eau nous oriente à conclure que les trois types de sable doivent subir un lave poussé et qu'une double filtration autrement dit le temps de séjour de l'eau dans le sable doit être plus ou moins long pour pouvoir obtenir un pré traitement efficace.

Références

[1] Maazouzi A. Kettab A. et Badri A., 2007. . «Etude de procédés de filtration sur sable de la région de Béchar en pré traitement de l'eau potable» Desalination 206 (2007) 358–368

[2] Kettab A., 2005. « Les ressources en eau en Afrique du Nord: Réalités et perspectives ». 30 iémes Journées Scientifiqus du GFHN ; Organisées par le LMHE, GFHN, Milieux poreux et Qualité de l'Eau ENIT - Tunis

[3] Kettab A., 2005. « Les ressources en eau : moteur du développement durable ». WATMED 2 - Water Resources In Mediterranean Bassin Marrakech, Morocco.

[4] Kettab A., 2005 .Quel Avenir pour l'eau ? 8ème édition d'HYDROTOP « Carrefour Euro méditerranéen de l'Eau ». Marseille France

[5] Taleb S., Kettab A., 2005. « Les aspects sanitaires de la réutilisation des eaux usées et des eaux de baignades ». *8ème édition d'HYDROTOP « Carrefour Euro méditerranéen de l'Eau »* Marseille France.

[6] Bennacer N., Kettab A. 2005.Les ressources en eau : droit international et perspectives d'évolution. 8ème édition d'HYDROTOP « Carrefour Euro méditerranéen de l'Eau » Marseille France.

[7] Kettab *A.*, 2004. Les Ressources en eau: Quelles stratégies ? Quelles solutions? Quelles politiques ? Quelles perspectives ? Séminaire International « Eau et Risque dans le contexte saharien ». Laghouat.

[8] Kettab *A.*, 2004. « Water resources in Algeria : Assessment, deserter, flooding». 10 International Conference "Preventing and fighting Hydrological Disaster". Timisoara, Romania

[9] Adamiade C., 2004. «Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant» Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie.

[10] Bohy, M; 2003. «Caractérisation de sources de pollution composées d'un mélange de solvants chlores en aquifère alluvial» Thèse de doctorat, Université louis pasteur de Strasbourg.

[11] Agressivité et corrosivité dans le traitement de l'eau potable : http://www.gls.fr/memotec17.htm

[12]Chenaf D., 1992."Contribution à l'étude de remblais sur des dépôts très compressibles par la révision du comportement de la digue nord sur argile de l'aménagement hydroélectrique La Grande 1". Thèse de M.Sc.A., École de génie, Université de Moncton, 275 p.

[13] Chenaf D., Amara N., 2004. Caractérisation des sols contaminés au diesel par réflectométrie temporelle. In proceedings, 57th Canadian Geotechnical Conference, Quebec city, Que. pp..

[14] Chenaf D., Chapuis R.P., 1999. Analyse numérique de la hauteur de suintement dans un puits pompant un aquifère à nappe libre. *In Proceedings*, 52nd Canadian geotechnical Conference, Regina, Saskatchewan, pp.245-251.

[15] Kettab R, Kaci H, Bali A .2000; « Sable bitume en couche de roulement : étude et formulation » ; Actes des premières journées nationales sur le Génie des matériaux Université M'hamed Bougera Boumerdés Algérie.

[16] Kettab R., 2000. « Prospection et exploitation des gisements » ; Séminaire à l'Ecole Centrale de Paris Laboratoire Mécanique, structures, sol, matériaux. Ecole Centrale Paris France.

[17] Kettab R., Morsli M., Bali A, Fleureau J. M., 2002. « Prospection des matériaux sahariens » .Journées Nationales de géotechnique et de géologie de l'ingénieur-JNGG.Nancy, France.

[18] Kettab R. ; Bali A ; Guenniche A ; 2004 « Traitement des sables de dunes ».

Conférence internationale de Géotechnique Géo- Beyrouth Liban.

[19]Chenaf, D. Gauthier, M. 2000. 3D Geology and groundwater flow models of the Vedder-Sardis aquifer, CFB Chilliwack, BC, Canada. Gold Award for distinguished contribution to the international Geo2000 Conference, UAE.

[20] Masmoudi. R., Kettab *A*., 2002. « Analyse de l'évolution de la consommation en eau potable dans la région du sud Algérien. Cas de l'agglomération de Biskra ». Colloque Internationale de l'Eau dans le bassin méditerranéen, WATMED. Monastir Tunisie

SEPARATION OF HEAVY METALS USING ELECTROFLOTATION
SEPARATION DES METAUX LOURDS EN UTILISANT L'ELECTROFLOTTATION

Belkacem MERZOUK [(1)], Khodir MADANI [(2)], Abdelkrim SEKKI [(3)]

(1) Département d'Hydraulique, Université Mohamed Boudiaf de M'sila, Algérie.
(2) Département de Biologie, Université A - Mira de Béjaïa, Algérie.
(3) Département de Génie des procédés, Université Ferhat Abbas de Sétif, Algérie
(1) Corresponding author. E-mail : mbelkov@yahoo.fr
Tel / Fax : +213(0) 35 55 03 57

Abstract

The present work had a purpose to study experimentally the clarification of wastewater using electroflotation technique. In a first part, we have realised the bench scale. After that, we have studied the principal parameters (alimentation tension, distance between electrodes, period of treatment) affecting the process using a simulated model of wastewater. Consequently, good removal rate, of 70 % turbidity was obtained without any coagulants at 20 volts, 20 minutes and for 01 cm inter-electrode distance.

The application of the optimized parameters to an industrial wastewater (ALCOVEL : textile) showed a best removal rate, of 93,3 % suspended solid (SS), 78,7 % turbidity, 93,5 % Biochemical Oxygen Demand after 5 days (BOD_5), 90,3 % Chemical Oxygen Demand (COD), and over 93 % colour.

In a second part, we have studied the separation of some heavy metals such as iron (Fe), nickel (Ni), copper (Cu), zinc (Zn), lead (Pb), cadmium (Cd) and Chrome (Cr) with a concentration of 100 mg/L and a pH between 6 and 11. According to the results obtained, it has been noticed that the kinetics of electroflotation is fast and does not exceed the 15 minutes. The removal rate reaches 99 %.

Keywords : Electroflotation, Aluminum electrode, Turbidity, heavy metal ions, wastewater

Résumé

Ce travail avait pour objectif d'étudier expérimentalement la clarification des eaux usées par électroflottation. Dans une première partie, nous avons réalisé l'installation expérimentale. Par la suite, nous avons étudié les paramètres principaux (tension d'alimentation, écart entre les électrodes, temps de traitement) influençant le procédé en utilisant un modèle d'eau usée simulée. L'application des paramètres optimisés sur les eaux de rejets de la station d'épuration d'ALCOVEL d'Akbou a montré une grande réduction de la DBO_5 (93.5%), la DCO (90.3%), la turbidité (78.7%), des MES (93.3%) et de la couleur (> 93%).

Dans une deuxième partie, nous avons étudié la séparation de quelques métaux lourds tels que le fer (Fe), le nickel (Ni), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et le chrome (Cr). Cela, nous a permis de montrer que la cinétique d'électroflottation est très rapide (< 15min) et le taux d'épuration atteint les 99%.

1. Introduction

The industry in Béjaïa (coastal town in Algeria) is growing quickly and currently discharges about 80000 m^3 of wastewater each day, giving rise to the deterioration of river and sea water quality, pollution of groundwater and eutrophication in lakes. Actually, the most common way to treat wastewater has been in purifying station using a combination of chemical and biological processes. However, these treatments need long hydraulic detention times, and consequently have a high operating cost. Therefore, other methods of treatment, including electroflotation (EF), have been introduced recently to treat various suspensions such as heavy metals in wastewater (Alexandrova and al., 1994), oil-water emulsions (Hosny, 1996), groundwater (Poon, 1997) and oil–water emulsions

In the work reported here, electroflotation was applied to a simulated model of wastewater (drink water + 500mg/L of silica gel with $\phi_{50} < 25\mu m$) in order to studied the principal parameters (alimentation tension U = 10, 15 and 20v , distance between electrodes D = 1, 2 and 3cm, period of treatment t = 5, 10, 15 and 20 min) affecting the process.

The application of the optimised parameters (U = 20 v, D = 1 cm, t = 20 min on an industrial wastewater namely Algerian Velvet Manufacture (AVM), showed a high removal of five-day biochemical oxygen demand (BOD_5 = 93.5%), chemical oxygen demand (COD = 90.3 %), turbidity (78.7 %), Suspended solids (SS = 93.3 %) and colour (> 93 %).

In a second part, we have studied the separation of some heavy metals such as iron, nickel, copper, zinc, lead and cadmium. This, permeated us to show that the kinetic of electroflotation is very quick (<15min), and the removal rate reach 99%.

From the results obtained, it is apparent that the electroflotation using aluminum electrodes is considered an effective method in the treatment of wastewater. The electroflotation process may have practical applications in wastewater.

2. Materials and methods

The simulated wastewater was prepared with one litter of drink water and 500 mg/L of silica gel sieved to a dimension of 43µm < 500 µm, to determine the optimal parameters operating process.

The wastewater used in this research was taken from the effluent of the Algerian velvet manufacture (AVM). A batch electroflotation reactor, illustrated in Figure 1, with two aluminum electrodes (3.5 cm x 2 cm x 0.01 cm) installed in the middle of the reactor, was operated with one litter sample volumes. The electrodes were connected to an external DC power supply providing 01 to 30 Volts. Samples were taken from the effluent port located 05 cm above the bottom of the reactor. The period of treatment in this experiment was fixed at 20 minutes; 17 minutes of contact time (the time during which current was applied) and 3 minutes of separation time (the separation time of flocs after the current was interrupted).

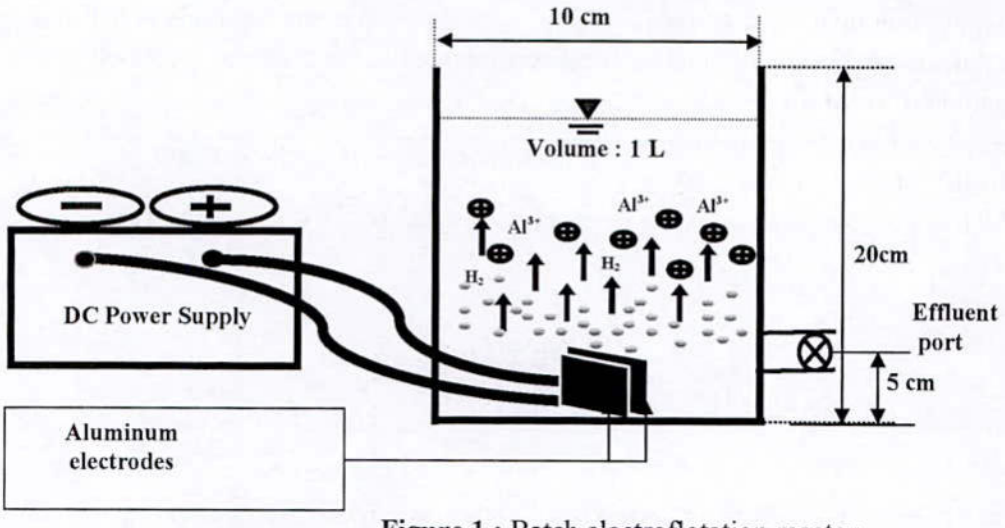


Figure 1 : Batch electroflotation reactor

The measurements of COD (chemical oxygen demand), BOD_5 (5-days biochemical oxygen demand), SS (suspended solids) and colour followed the procedure of the Standard Method (18th edition, 1992). For the analysis of particle distribution, Retsch apparatus was utilized. Turbidity was determined by spectrophotometer (Shimadzu UVPC1601) and pH was measured by using EC30 pH meter. AAS (Atomic Absorption Spectrometer, Shimadzu, Japan) was performed to measure heavy metals.

3. Results and discussions

a. Parameters optimization of the operating process

When current passes through an electrochemical reactor, it must overcome the equilibrium potential difference, anode overpotentiel, cathode overpotential and ohmic potential drop of solution (Scott, 1995). When Aluminum is used as electrode material, there are three major reactions in the electrochemical reactor as follows (Chen and al.):

- The oxidation reaction at the anode : $Al - 3e = Al^{3+}$
- The reduction reaction at the cathode : $2H^+ + 2e = H_2$
- The hydrolysis reaction : $Al^{3+} + 3H_2O = Al(OH)_3 + 3H^+$

i. Effect of applied voltages

To find the optimal electroflotation operating voltage, the influence of applied voltage on the turbidity removal efficiency of simulated wastewater were presented in Figures 2, 3 and 4.

During the batch electroflotation experiments, the magnitude of the applied voltage (10, 15 and 20 V) and the distance between electrodes (1, 2 and 3cm) affected considerably the removal of turbidity, as shown Figures 2, 3 and 4. The turbidity removal efficiency increased linearly with the applied voltage; 78.7 % turbidity removal efficiency was recorded at 20 V in a 20 minute run time. However, a small decrease of current scarcely affected the rate of increase in removal efficiency. In figures 2, 3 and 4, the negative removal efficiency of the turbidity can be explained that during the flow of the electrical current additional convection occurs. Thus, the

following investigation of removal efficiency for different items was accomplished only at the experimentally selected optimum parameters, applied voltage, 20 V, electrode distance 1cm and period of treatment 20 min.

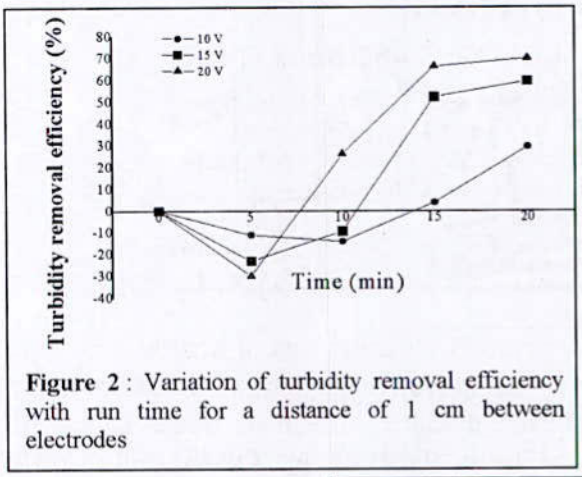


Figure 2 : Variation of turbidity removal efficiency with run time for a distance of 1 cm between electrodes

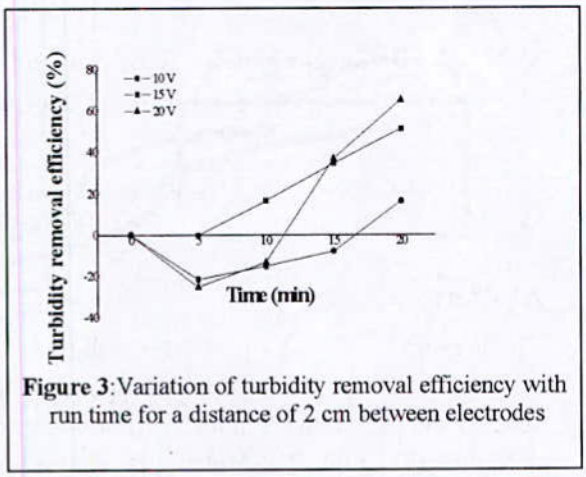


Figure 3: Variation of turbidity removal efficiency with run time for a distance of 2 cm between electrodes

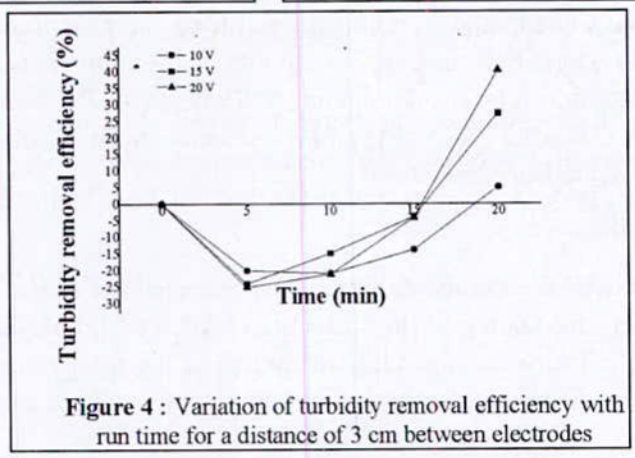


Figure 4 : Variation of turbidity removal efficiency with run time for a distance of 3 cm between electrodes

ii. Characteristics Algerian Velvet (AVM) wastewater (ALCOVEL)

The initial characteristics of AVM wastewater are shown in Table 1. Anodes in EF emit Al^{3+} ions, which cause surface charge neutralization of particles in the water. Cathodes simultaneously generate H_2 gas, which can float floc to the surface (Przhegorlinski et al., 1987). Thus, electroflotation generally produces good results in the removal of fine particles ($\phi_{50} < 25\mu m$), forming a floating scum layer. This means that the application of EF is valid, in that the treated water was composed of fine particles.

Table 1 : Characteristics of AVM wastewater

Items	pH	BOD_5 (mg/L)	COD (mg/L)	SS (mg/L)	Turbidity (mg/L)	Colour (Co-Pt)
Average value	8.7	310	620	300	765.5	>200

Removal efficiency for various items

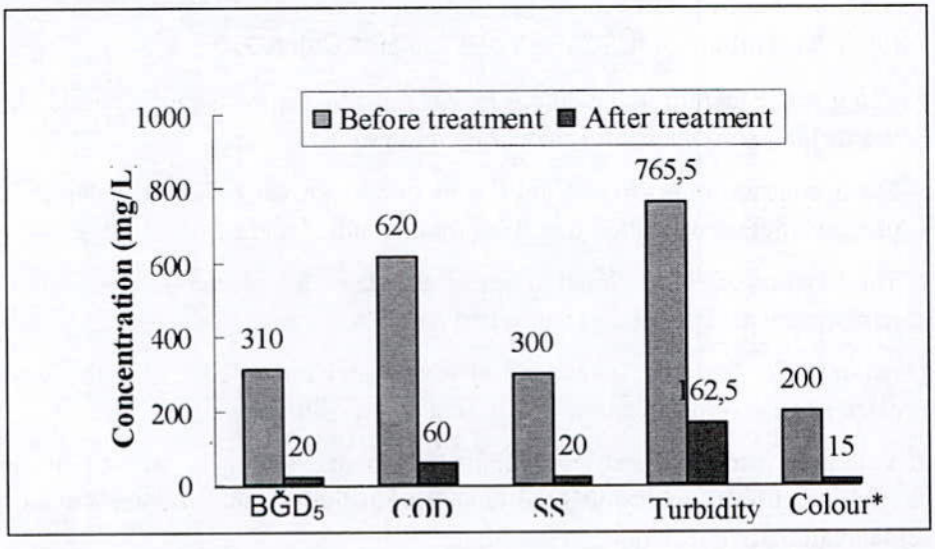


Figure 5 : Removal efficiency for various items (U = 20 v, t = 20 min, D = 1 cm)

Figure 5 shows removal efficiency for various items under 20 applied voltages, 1 cm distance between electrodes and 20 min run time which turned out to be an effective value founded in figure 2. It showed that most of SS that generated turbidity in AVM wastewater were removed by 93.3 %, forming a floating scum layer. Moreover, the removal efficiencies of COD and BOD_5 showed 90.3 % and 93.5 %, respectively. This remarkable reduction of COD and BOD_5 can be explained by the fact that electroflotation had some effects on the treatment of non-biodegradable organics in AVM wastewater.

b. Separation of heavy metals

The possibility of removal of metal ions such as, Copper, Nickel, Zinc, Chromium, Cadmium, Lead, and Iron from wastewater through electroflotation was investigated.

i. In the presence of the sulphates

A model solution of $Cu\ SO_4 . 5H_2O$, $Ni\ SO_4 . 6H_2O$, $Zn\ SO_4.7H_2O$, $Cd\ SO_4.8H_2O$, $Pb\ SO_4$ and $Fe\ SO_4.7H_2O$ was used for conducting the experiments. The concentration of each model was 100 mg/L and, for pH ranging between 8.5 and 11.

The experimental results are represented on figure 6.

According to the results obtained, we note that the process of electroflotation has an average output of 93%. The kinetics of electroflotation is fast and does not exceed the 5 minutes (effectiveness = 95 - 99%). Except for iron and copper, a time of 15 min requires to reach more than 95%.

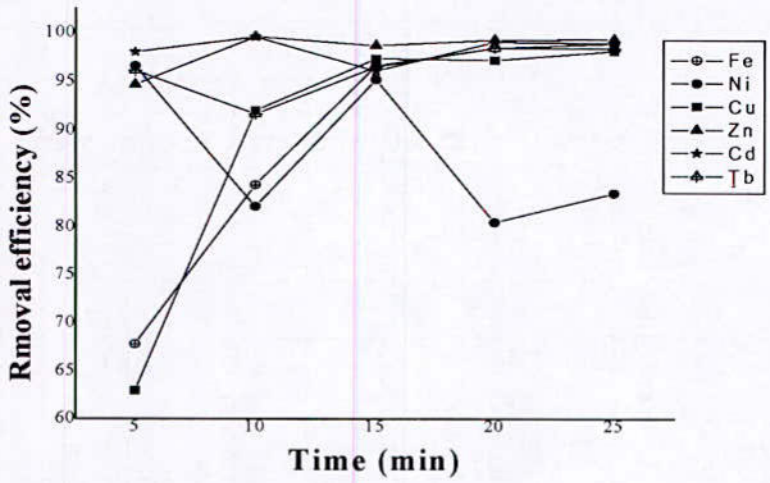


Figure 6 : Removal efficiency of various metals in the presence of the sulphates

It should be noted that the pH undergoes variations in the direction of the fall, this is due to a neutralization of the Al^{3+} by OH^-.

ii. In the presence of nitrates

A model solution of $Ni(NO_3)_2 . 6H_2O$, $Cu(NO_3)_2 . 3H_2O$ and $Cr(NO_3)_2 . 9H_2O$ was used for conducting the experiments. The concentration of each model was 100 mg/L and, for pH ranging between 8.5 and 11.

The experimental results are represented on figure 7.

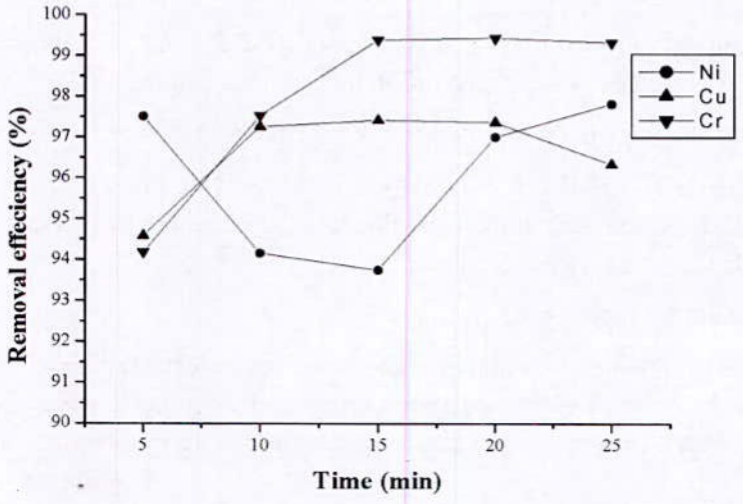


Figure 7 : Removal efficiency of various metals in the presence of nitrates

Figure 7 shows that the kinetics of electroflotation is fast. We also note that the effectiveness of treatment of Ni(NO3) $_2$ is 97.5% after 5 minutes of starting, then it decreases around 94%, to take again its initial value at 25 minutes.

iii. Kinetics of electroflotation of the polymetallic solutions

For the polymetallic solutions, we prepared a solution containing the ions of metals; Pb, Zn, Ni, Cu and Cd in the presence of sulphates.

The concentration of each solution is 100 mg/L and the pH varies from 9,3 to 10,53.

The experimental results are represented on figure 8.

Figure 8 shows that the efficiency of treatment of the polymetallic solutions containing sulphates is faster than the monometallic solution.

It should be noted that the efficiency of treatment is about 99% for all metals. For (Pb SO_4, we did not record any trace.

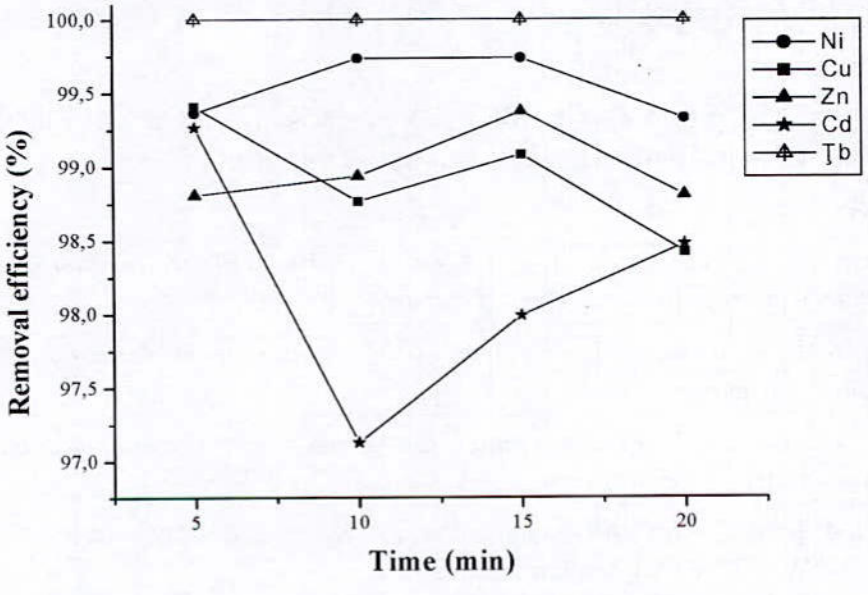


Figure 8 : Removal efficiency of various metals in a Polymetallic solution

4. Conclusions

It can be concluded that the treatment of wastewater by electroflotation is effective based on the following:

1) Based on the characteristics of particles in simulated wastewater (ϕ_{50} < 25μm), electroflotation is applicable to the treatment of industrial wastewater.
2) In the absence of additional coagulants and electrolytes, the applied voltage had an effect on the increasement of turbidity removal.

3) At an applied voltage of 20 V, distance between the electrodes of 1 cm and 20 min of run time, removal efficiencies for various items were as follows: BOD_5 (93.5 %), COD (90.3 %), Turbidity (78.7 %), SS (93.3 %) and Colour (> 93%).

4) The great reduction in the colour (> 93%) of the sample shows that the electroflotation is a technique of choice for the clarification of wastewater.

5) For a concentration of 100 mg/L and in an interval of pH between 8.5 and 11, the process of electroflotation functions for all studied metals.

6) The kinetics of electroflotation is fast and does not exceed the 15 minutes, the rate of purification acceptable and is reached the 99%.

7) Anions SO_4^{2} and NO_3^{-} contained in wastewater influence neither the kinetics, nor the effectiveness of purification of different metal solutions.

Thus, with a view to a more strict regulation, particularly with the future concept of ultimate waste, the increase in quality and the reduction in the volume of formed mud make of this process an alternative technique in the future.

Acknowledgement

The general support provided by the Algerian Velvet Manufacture ALCOVEL (Akbou, Béjaïa) and Mohamed Boudiaf University of M'sila, Algeria are appreciated.

References

1. Alexandrova, L., Nedialkova, T. and Nishkov, I., 1994. ***Electroflotation of metal ions in wastewater.*** International Jour. Miner. Process, 41: 285-294.

2. Hosny, A.Y., 1996. ***Separating oil from oil-water emulsions by electroflotation technique***. Separations Technology, 6: 9-17.

3. Poon, C.P.C., 1997. ***Electroflotation for groundwater decontamination***. Journal of Hazardous Materials, 55: 159-170.

4. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 1992. 18th edn, APHA/AWWA/WEF, Washington DC, USA.

5. Scott, K., 1995. ***Electrochemical processes for clean technology.*** Cambridge, UK: The Royal Society of Chemistry, pp. 16-62.

6. Chen, G. H. and al., 2000a. ***Electrocoagulation and electroflotation of restaurant wastewater***. Journal of Environmental Engineering, 126: 858-863.

7. Przhegorlinski, V. I. and al., 1987. ***Dissolution of Aluminum electrodes in the Electro-coagulation Treatment of Water***. Khymiya-Technologiya, 9: 81-182.

IMPACT DES EAUX USEES TRAITEES SUR LA CROISSANCE DE PINUS PINEA ET CASTANEA SATIVA

IMPACT OF TREATTED WASTWATER ON THE GROWTH OF PINUS PINEA AND CASTANEA SATIVA

A.H. MOUNEIMNE [1*], T. ATALLAH[2], T. DARWISH[1], A. ZAÏTER[2] et T MASRI[1]

[1]: *Conseil National de la Recherche Scientifique. P.O.Box: 11-8281. Riad El Solh: 1107-2260 Beyrouth, Liban*
[2]: *Université Libanaise. Faculté d'Agronomie. Dekwaneh, Beyrouth, Liban*
*Correspondant : *abdul.mouneimne@gmail.com*

Résumé

Deux essences forestières (*Pinus pinea* et *Castanea sativa*) ont été irriguées avec des eaux usées traitées sur une durée de 14 mois. Hormis le témoin, des eaux usées primaires (T1), secondaires (T2) et tertiaires (T3) ont été appliquées. Seuls les plants irrigués avec T1 ont présenté une amélioration significative ($p<0,05$) de la longueur des parties aériennes d'environ 17% et 22%, respectivement pour *Pinus pinea* et *Castanea sativa.* La matière sèche a augmenté de 55% (*Pinus pinea*) dans les traitements T1, T2 et T3 et de 37% (*Castanea sativa)* dans les traitements T1 et T2. En outre, une amélioration de 30% de la surface foliaire des plants de *Castanea sativa* irrigués avec T1 a été notée. Par contre, aucun effet positif n'a été enregistré pour la croissance en diamètre au collet pour les deux espèces étudiées.

Mots clés *: Pinus pinea, Castanea sativa*, croissance, eaux usées traitées, irrigation

Abstract

Two forest species (*Pinus pinea* and *Castanea sativa*) were irrigated with treated wastewater for 14 months. Treatments consisted of primary (T1), secondary (T2) and tertiary (T3) wastewater in addition to an irrigation water (control=T0). Plants irrigated with T1 showed a significant enhancement ($p<0.05$) in their heights by 17% (*Pinus pinea*) and 22% (*Castanea sativa*). Dry matter production increased by 55% (*Pinus pinea*) in all treatments except T0 and by 37% (*Castanea sativa)* in T1 and T2 treatments. In addition, leaf area surface of *Castanea sativa* increased by 30% in the T1 treatment. However, regardless of the treatment no positive effect on the width of stem of plants of both species was found.

Key words: *Pinus pinea, Castanea sativa, growth, treated wastewater, irrigation*

1. Introduction

Pour réserver les eaux de bonne qualité à l'alimentation en eau potable et à d'autres secteurs sensibles, la réutilisation des eaux usées acquiert actuellement dans de nombreux pays un rôle croissant dans la planification et le développement des approvisionnements supplémentaires en eau. C'est particulièrement important pour des pays du Proche Orient tels que le Liban puisqu'ils sont la plupart du temps semi-arides ou complètement arides. Ainsi, ils bénéficient de faibles précipitations, saisonnières, et à distribution irrégulière. A cet effet, pour faire face à un déficit hydrique de plus en plus accentué, de nombreux pays du Proche Orient ont recours à des formes non conventionnelles telles que la réutilisation d'eau usée. Cela peut résoudre

partiellement le problème de pénurie en eau à condition que la protection de la santé publique et de l'environnement soit des préoccupations associées à la réutilisation de ces eaux.

Au Liban la réutilisation des eaux usées traitées en irrigation est devenue une nécessité majeure pour faire face au déficit hydrique. Ainsi, la quantité d'eau souterraine et de surface estimée à moins de 3000 Mm^3 (Saad, 1995) est inférieure à la quantité d'eau nécessaire à la consommation estimée en début du 21ème siècle (Fawaz, 1992) à 3400 Mm^3. Cette réutilisation pourra résoudre partiellement le problème à l'échelle environnemental et agricole dans la mesure où la quantité d'eaux usées traitées a été estimée à 4 Mm^3 dont la moitié a été utilisée dans l'irrigation (SELDAS, 2004).

Par ailleurs vue l'absence de tout contrôle, l'irrigation avec des eaux usées non traitées est toujours pratiquée dans certaines régions même pour des cultures de légumes frais. (Dib et Issa, 2003). Ces auteurs ont souligné que l'évacuation des effluents domestiques dans la rivière de Bardaouni a augmenté le taux de pollution bactériologique des eaux de rivière à des niveaux qui dépassent les valeurs limites acceptables (1 log 10 UFC/ml).

Malheureusement les effluents urbains au Liban sont traditionnellement orientés vers le milieu récepteur (rivière ou mer) sans aucun traitement ou suite à un traitement préliminaire, seulement, comme c'est le cas de la station de Ghadir de la banlieue sud de Beyrouth. En effet, on recense 88 points de rejet en mer dont 29 industriels et 58 domestiques (CDR, 2002) et six stations d'épuration sont en cours de construction. Avec le développement des stations d'épuration des eaux usées et l'importance de volume d'eaux traitées il est devenu nécessaire d'établir une nouvelle approche, voire une stratégie, afin de protéger le milieu récepteur des pollutions. En même temps, la surface des forêts a été réduite jusqu'à 132300 ha soit 13,2% de la superficie totale du pays (CDR, 2002). Cela conduit vers la valorisation agricole et sylvicole de ces eaux en fonction de leur qualité et le procédé de traitement.

De nombreuses études ont été effectuées dans ce domaine (Bahri, 1982 ; Choukr-Allah, 2005 ; Mouneimne, 2000, Sejeb, 1986 ; 1992). Toutefois, rares sont les essais qui ont été effectués au Liban. A cet effet, notre travail vise à utiliser les eaux usées dans la sylviculture comme alternative (à moindre coût) à l'irrigation conventionnelle à l'eau douce. Ce travail permettra également d'étudier dans nos conditions climatiques le pouvoir fertilisant de ces eaux sur le comportement morphologique des deux essences forestières (*Pinus pinea* et *Castanea sativa*) à importance économique. Cette étude va permettre par la suite d'établir des bases de données sur cette pratique qui malheureusement n'est nullement réglementée dans le pays et où les coûts et bénéfices ne sont pas maîtrisés.

2. Matériel et Méthodes

a. Matériel végétal

L'expérimentation a été conduite sur un terrain (conditions semi-contrôlées) située tout prés de la station d'épuration de Hammana. Le village de Hammana (33° 50' 00" N, 1100 m) se localise à 33 km de la ville de Beyrouth et se caractérise par une température annuelle moyenne de 17°C et un taux de précipitation annuel entre 1200 et 1300 mm.

Les eaux utilisées pour l'irrigation ont une double provenance : l'eau d'irrigation du village de Hammana et les eaux usées d'origine domestique, traitées différemment, et provenant de la station d'épuration. Il s'agissait d'étudier l'effet d'irrigation avec ces eaux sur la croissance de deux espèces forestières (*Pinus Pinea et Castanea sativa).* Les plants au stade juvénile (1 à 2 ans) ont été fournis par les pépinières forestières locales.

Pinus pinea **: (Le pin pignon ; الصنوبر المثمر)**

De la famille de Pinacées. C'est une espèce qui se trouve au étages euméditerranéen et supraméditerranéen mais on la trouve au niveau de la mer jusqu'au 1500m. Le pin pignon est thermophile et héliophile mais supporte bien le froid, exigeant en eau (plus de 700 mm). Peu exigeant pour le sol, non strictement calcifuge, mais préfère les terrains à grès. Au Liban, les régions de pin les plus importantes sont Jezzine et Metn. En outre la région montagneuse voisine de Beyrouth est assez bien reboisée. Les forêts sont constituées de pin pignon. Elles sont artificielles et de création assez récente (1860). Propriétés particulières, elles sont respectées en raison des produits du pignon : graines comestibles, bois d'œuvre et de chauffage. (Ministère de l'Agriculture, 1999).

Castanea sativa **Miller (Châtaigner occidental ; الكستناء)**

De la Famille de Fagacées. Le châtaigner forestier donne son meilleur rendement dans l'étage compris entre 600 et 900 m selon les massifs montagneux. En climat méditerranéen, le châtaigner peut atteindre 1200 m d'altitude. Le *Castanea sativa* est une espèce des plaines, collines et moyennes montagnes à affinités supra méditerranéennes et subatlantiques, à large amplitude. Il peut pousser sous climat maritime atlantique (hiver doux et été pluvieux), méditerranéen (été chaud et sec) et continental (hiver rigoureux et été chaud). Exigeant en eau (plus de 700 mm). Le froid et la sécheresse sont les deux principaux facteurs climatiques limitant son implantation. C'est un plant calcifuge, mais préfère les sols légers à base de sable siliceux et de grès. Cette espèce existe au Liban à l'état de plantations dispersées dans certaines régions montagneuses (Tarchich, Bcharrée Hadas El jebbé ...) où l'arbre semble tolérer les conditions écogéographiques. La production de châtaignes reste modeste et destinée essentiellement à la consommation familiale. Le châtaigner n'est cultivé que pour son bois, souple et dur et qui se conserve bien. Le bois de bonne qualité technologique sert à fabriquer des charpentes, des cadres des portes et de fenêtres, des manches d'outils et des clôtures. Pour le bois de moindre qualité, il sert à la fabrication de la pâte à papier.(Fakhry, 2005).

b. Protocole d'essai et dispositif expérimental

Le protocole d'essai comprend quatre traitements :

T0 : arrosage avec de l'eau d'irrigation
T1 : arrosage avec de l'eau usée traitée au stade primaire
T2 : arrosage avec de l'eau usée traitée au stade secondaire
T3 : arrosage avec de l'eau usée traitée au stade tertiaire

Dans ce sens, pour chacune des espèces étudiées, quatre planches sont consacrées dans le site expérimental correspondant chacune à un traitement. Les plants sont randomisés en 4 répétitions quelque soit le traitement considéré. Afin d'éliminer l'effet des eaux de pluie, une

charpente métallique a été installée (2,5 m de hauteur) et recouverte d'un film en polyéthylène. Pour réduire l'échauffement excessif les côtés de la charpente n'ont pas été recouverts. Ces plants ont été réimplantés dans le site expérimental dans des sacs en polyéthylène noir perforés ; le cas échéant les perforations doivent être assez larges afin de ne pas être obstrués par les pivots des racines. Pour les deux espèces étudiées, le volume d'eau apporté à chaque arrosage est estimé à 1L/plant/semaine en hiver et au printemps. La fréquence d'irrigation a été augmenté de 2 à 3 fois durant l'été et l'automne. Pour tous les traitements, le substrat utilisé est du type Arenosol (sol sableux formé sur les grés de base).

c. Méthodes analytiques

i. Analyses des eaux d'irrigation

Les paramètres physico-chimiques (pH, CE, NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, PO_4^{2-}, K^+, DCO, DBO_5) et microbiologiques (coliformes fécaux) ont été déterminés selon les méthodes standards décrites dans Rodier (1996) et Prescott *et al*, 2003, respectivement. Les résultats (Tableau 1) montrent que par rapport à l'eau potable, les eaux usées sont plus chargées en nutriments. Elles apportent des quantités importantes d'azote (sous les deux formes ammoniacale et nitriques), de phosphate et de potassium.

Tableau 1 : Compositions physico-chimique et microbiologique des eaux d'irrigation

Paramètres		T0	T1	T2	T3
pH (23°C)		7,20 ± 0,1	7,3 ± 0.2	7,14 ± 0,1	7,4 ± 0,1
CE	ds/m	0,58 ± 0,1	0,65 ± 0,05	0,55 ± 0,1	0,57 ± 0,1
DCO	mg O_2/L	2 ± 0,3	510 ± 25	253 ± 23	95 ± 10
DBO_5	mgO_2/L	9 ± 2,5	184 ± 1,9	92,0 ± 10,5	44 ± 2,5
NTK	mg/L	3,75 ± 0,9	50,3 ± 2,9	25,20 ± 3,9	9,5 ± 2,1
$N\text{-}NO_3^-$	mg/L	0,5 ± 0,1	31 ± 1	10,23 ± 1,2	2,40 ± 0,9
$N\text{-}NO_2^-$	mg/L	0,2 ± 0,09	2,5 ± 0,08	1,50 ± 0,08	0,17 ± 0,02
$N\text{-}NH_4^+$	mg/L	0,1 ± 0,05	12 ± 0,9	5,60 ± 0,7	0,77 ± 0,1
K^+	mg/L	0,2	19 ± 0,1	10,0 ± 0,5	7,1± 0,9
$P\text{-}PO_4^{3-}$	mg/L	0,00	12,80 ± 1	8,50 ± 1,5	7,40 ± 1,3
RS (105 0C)	mg/L	0,00	178 ± 3	220 ± 9	130 ± 5
Coliformes fécaux	UFC/100ml	<10 ± 2	386 ± 10	278 ± 3	<10 ± 2

DCO : Demande Chimique en Oxygène ; DBO_5 : Demande Biochimique en Oxygène, RS : Résidu Sec

Toutefois, étant donné que la conductivité électrique de ces eaux est légèrement faible < 0,7 dS/m (FAO, 2003), elles ne posent pas le problème de salinité au niveau de substrat. Au niveau microbiologique, les résultats reportés dans le tableau démontrent que les valeurs obtenues en coliformes fécaux ne présentent aucune restriction au niveau d'usage (WHO, 1989).

ii. Analyses physico-chimiques du substrat

Les paramètres physico-chimiques du substrat ont été effectués selon les méthodes standards décrites par Ryan *et al*, 1996. Les résultats sont reportés dans le Tableau (2).

Tableau 2 : Caractéristiques physico-chimiques du sol utilisé comme substrat

MO %	$CaCO_3$ %	C/N	pH	EC (dS/m)	Texture		
					Limon %	Argile %	Sable %
0,03	0,00	1,04	7,13 ± 0,25	0,08 ± 0,23	19,60	17,28	63,12

Le substrat utilisé est un sol sableux non calcaire, proche de la neutralité et pauvre en matière organique et en azote.

d. Mesures des paramètres morphologiques du matériel végétal

i. Mesure de la croissance en longueur de la partie aérienne

L'évolution de la longueur de la partie aérienne a été suivi sur 16 plants par espèce préalablement repérés par traitement. Les mesures sont effectuées périodiquement tous les deux mois à l'aide d'une réglette graduée. Pour chacun des traitements des espèces étudiées, les valeurs obtenues sont les longueurs moyennes de 4 répétitions. Chaque répétition est elle-même une moyenne des mesures effectuées sur 4 plants. La durée d'expérimentation s'est étendue sur 14 mois.

ii. Mesure de la croissance en diamètre au collet

Pour chacune des espèces étudiées, l'évolution de la croissance du diamètre au collet a été suivie sur les mêmes plants repérés. Les mesures sont effectuées périodiquement tous les deux mois à l'aide d'un pied à coulisse 1/50mm. Les valeurs obtenues sont les moyennes de 4 répétitions. Chaque répétition est elle-même une moyenne des mesures effectuées sur 4 plants.

iii. Mesure de la surface foliaire

La mesure de la surface foliaire est un critère très important à étudier vu son influence sur l'activité photosynthétique. Ce paramètre a été évalué dans le cas de *Castanea sativa.* Elle a été déterminée selon la méthode classique de mesure d'une masse de poids constant.

iv. ***Mesure de la croissance pondérale***

Pour suivre la croissance pondérale, des prélèvements ont été effectués périodiquement tous les 3 mois. Pour chacune des espèces, la croissance pondérale a été déterminée par la masse de matière sèche d'un plant obtenue à partir de la moyenne de 4 répétitions. Chaque répétition est elle-même la moyenne des mesures effectuées sur 2 plants. La matière sèche a été déterminée après séchage à 80°C pendant 24 heures.

e. Analyses statistiques

Les résultats d'irrigation des espèces forestières ont été comparés par une analyse de variance (Jandel Scientific).

3. Résultats

a. Croissance en longueur de la partie aérienne et en diamètre au collet

L'évolution de la croissance en longueur des parties aériennes des deux espèces forestières (*Pinus pinea et Castanea sativa*) a été suivie en fonction des traitements pendant 14 mois d'expérimentation.

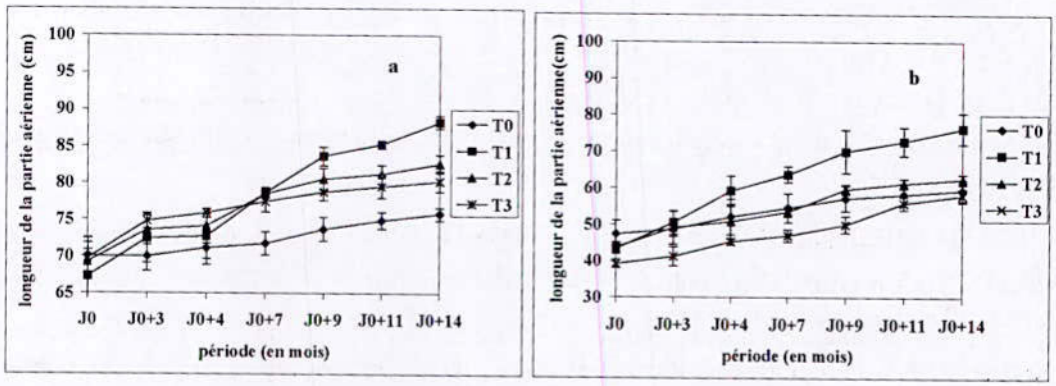


Figure 1 : Evolution de la longueur de la partie aérienne des deux espèces forestières (*Pinus pinea* (a) et *Castanea sativa* (b)) en fonction du temps et des traitements. Valeurs (moyennes ± écartype).

Pour *Pinus pinea*, nous pouvons constater que les plants arrosés avec des eaux usées traitées croissent mieux que ceux du témoin. Cette espèce montre une amélioration significative ($p< 0,05$) en moyenne d'environ 17% de la longueur des parties aériennes après 9 mois d'arrosage avec des eaux usées traitées au stade primaire (Figure 1(a)). Un retard de croissance, estimé à 8 mois sur le témoin, a également été observé par rapport à l'eau usée.

Pour *Castanea sativa*, en fin du cycle expérimental, seuls les plants irrigués avec des eaux usées traitées au stade primaire présentent une amélioration significative d'environ 22% de la croissance en longueur de la partie aérienne par rapport aux autres cas étudiés (T2>T0>T3) qui révèlent un retard de croissance estimé à 9 mois.

Quant à la croissance du diamètre au collet, aucun effet significatif de l'irrigation avec des eaux usées n'a été enregistré pour les deux espèces comparativement au témoin (Figure 2).

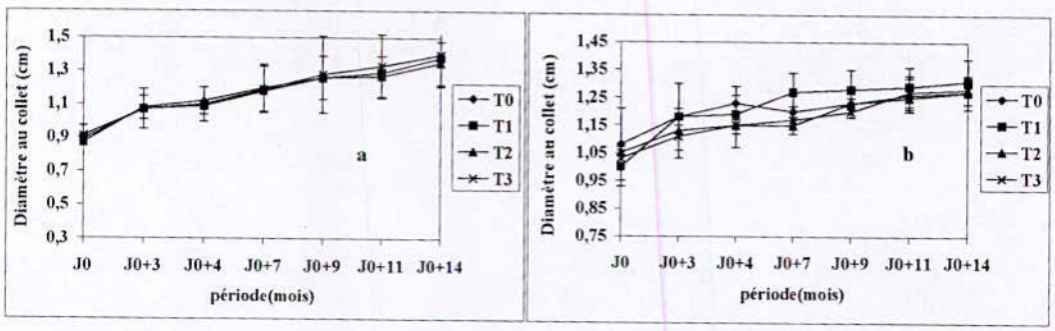


Figure 2 : Evolution du diamètre au collet des deux espèces forestières (*Pinus pinea* (a) et *Castanea sativa* (b)) en fonction du temps et des traitements

b. Surface foliaire

La surface foliaire totale par plant a été évaluée seulement pour *Castanea sativa*. Les mesures de ce paramètre ont été effectuées aux 7ème et 11ème mois du cycle expérimental. La figure (3) illustre une augmentation nette et significative de la surface foliaire dans le cas des plants irrigués avec des eaux usées traitées au stade primaire par rapport au témoin. Après 11 mois, l'augmentation est de 30% par rapport au témoin.

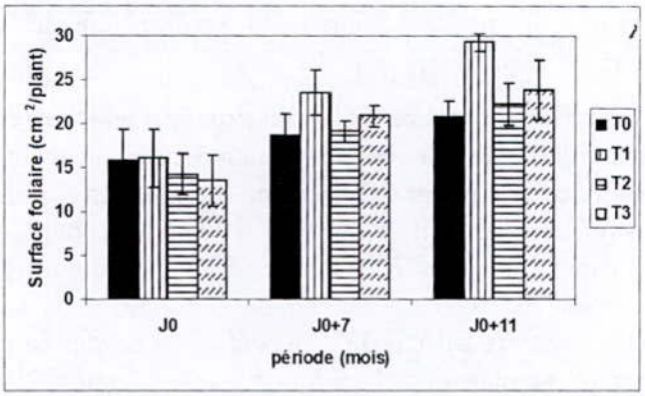


Figure 3 : Evolution de la surface foliaire moyenne de *Castanea sativa* en fonction du temps et des traitements.

c. Croissance pondérale

L'évolution de la production de matière sèche pour les deux espèces a été étudiée en fonction du traitement au cours de la période expérimentale (Figure 4).

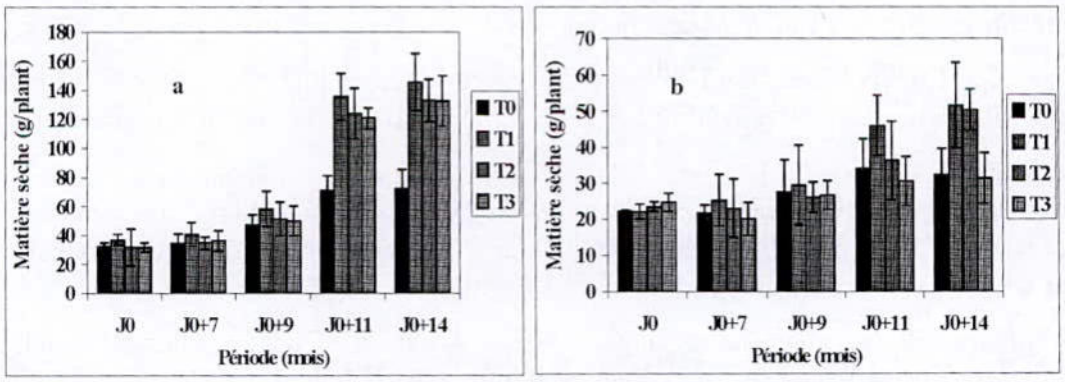


Figure 4 : Evolution de la matière sèche des parties aériennes des deux espèces forestières (*Pinus pinea* (a) et *Castanea sativa* (b)) en fonction du temps et des traitements

Pour *Pinus pinea*, l'apport des eaux usées traitées a eu un effet bénéfique sur la production de la matière végétale sèche quelque soit le mode de traitement des eaux usées. Cet effet bénéfique s'est traduit au 14ème mois d'expérimentation par une amélioration significative de la masse en matière sèche d'environ 50% par rapport au témoin.

Pour *Castanea sativa*, seuls les plants irrigués avec des eaux usées traitées aux stades primaire et secondaire (T1, T2) ont présenté une amélioration sensiblement identique en matière sèche aux alentours de 37% comparativement aux autres cas étudiés (T0 et T3).

4. Conclusions et perspectives

L'apport des eaux usées différemment traitées (T1, T2 et T3) a eu un effet bénéfique net sur la croissance de *Pinus pinea* et de *Castanea sativa*. Cet effet positif s'est traduit par une amélioration significative en longueur des parties aériennes. Les meilleurs résultats ont été enregistrés avec les plants irrigués avec les eaux traitées au stade primaire. Par ailleurs, indépendamment du mode de traitement, les matières sèches des parties aériennes des plants irrigués avec des eaux usées ont nettement augmenté. L'épandage des eaux usées tel que nous l'avons pratiqué semble être une solution d'élimination et un excellent amendement pour les forêts. Toutefois, des essais ultérieurs doivent être poursuivis et une expérimentation sur des jeunes plantations en pleine forêt doit être envisagée. Une telle étude permettra d'orienter les activités de recherche dans le domaine de valorisation sylvicole des eaux usées mais également fournira une eau d'irrigation non conventionnelle nécessaire à la restauration du couvert forestier dans le pays (CDR, 2002). L'impact sur l'aspect nutritionnel de deux espèces étudiées sera étudié ultérieurement.

5. Remerciements :

Les auteurs tiennent à remercier le Conseil National de la Recherche Scientifique (CNRS) au Liban pour le soutien financier, ainsi que la municipalité de Hammana pour nous avoir facilité la tâche au cours de la réalisation de ce travail.

6. Références

Bahri A., 1982. Effect of irrigation with treated wastewater combined with sewage sludge applications on a sandy soil in Tunisia.

CDR., 2002. Schéma d'aménagement du territoire libanais. Phase 1 Diagnostic et problèmes. Rapport provisoire, synthèse, Situation existante. Conseil du Développement et de la Reconstruction, République libanaise. L0215 – Septembre 2002. p. 105.

Choukr-Allah R. and Hamdy A., 2005. Wastewater treatment and reuse as a potential water resource for irrigation. In : International conference on : Water, Land and Food Security *In*: Arid and Semi-Arid Regions. Mediterranean Agronomic Institute, Valenzano, Bari-Italy, 6-11 Sep 2005.

Dib H. and S. Issa., 2003. Safety of fresh produce: bacterial risk assessment of irrigation water and soil. *Leb Sci. J.* **4** (1), 35-44.

Fakhry K., 2005. Convenance des sols libanais à la culture du châtaignier (*Castanea sp*) et caractérisation préliminaire du matériel cultivé. Mémoire de fin d'études. Faculté d'Agronomie. Université libanaise, 76p.

FAO (2003). L'irrigation avec des eaux usées traitées - manuel d'utilisation. 73p.

Fawaz, M., 1992. Water resources in Lebanon. National Seminar on water resources in Lebanon. 27-28 November, 1992. Beirut.

Ministère de l'Agriculture/Union Européenne., 1999. Le fascicule des essences forestières du Liban. Projet d'Assistance à la protection de la couverture végétale au Liban. 65p.

Mouneimne AH., 2000. Impact des eaux usées traitées sur la croissance et composition minèrale de trois espèces forstières (*Pinus halepensis Mill, Casuarina glauca Sieb et Ecalyptus gomphocephala DC)*. DEA. Faculté de Sciences, Tunis, 63p + annexes.

Prescott L.M, Harley J.P and Klein D.A (2003). Microbiologie. 2e Ed. De Boeck & Larcier s.a. Bruxelles, Belgique, 1137 p.

Rayan J., Garabet S., Harmsen K., and Rashid A., 1996. A soil and plant analysis manual adapted for the west Asia and North Africa region. ICARDA, Aleppo, Syria, 140p.

Rejeb. S., 1986. Conséquences de l'irrigation avec des eaux usées traitées et de l'application des boues résiduaires sur la composition minérale du piment, du sorgho fourrager et des agrumes. Séminaire maghrébin sur la fertilisation des eaux usées après traitement en agriculture, Tunis, 23-26 Avril 1986, 22 p.

Rejeb .S., 1992. Irrigation d'un Sudangrass avec des eaux usées traitées. Effet fertilisant. *Fourrages*, 130, 1992, pp. 171-179.

Rodier J., 1996. Analyse de l'eau. 8edth, Dunod, Paris, 1396p.

Saad, F., 1995. Available Water in Lebanon. Training Course on the use of modern irrigation system. Beirut, October 19-22, 1995.

Seldas , 2004. Strengthening the Environmental Legislation Development and Application System in Lebanon. Rapport du projet. 468p.

WHO., 1989. Health guidelines for use of wastewater in agriculture and aquaculture. Report of a WHO scientific group. Tech. report series n°778. World Health Organization, Geneva. Switzerland.

ETUDE COMPARATIVE DE LA DEPOLLUTION DES EAUX DE LA STATION DE SKIKDA PAR ADSORPTION SUR CHARBON ACTIF ET SUR BENTONITE

COMPARATIVE STUDY OF THE DEPOLLUTION OF WATER OF THE STATION OF SKIKDA BY ADSORPTION ON ACTIVATED CARBON AND ON BENTONITE

Nassima RAMDANE[1], Mohamed Salah MEDJRAM[1], Fatiha AHMED CHEKKAT[1]

[1]Laboratoire de Recherche (LARMACS), Faculté des Sciences et Sciences de l'Ingénieur
Université du 20 Août 55 Skikda – Algérie
(Nassima RAMDANE: ramnassim@yahoo.fr)

Résumé

La coagulation - floculation suivie d'une clarification, est le procédé le plus utilisé dans la filière de traitement d'eau potable, mais il s'avère que ces traitements sont insuffisants en présence des polluants chimiques toxiques quand ils dépassent les normes.

Les eaux brutes de la station de traitement Hamadi-Krouma de Skikda présentent une teneur en mercure de 0,039 mg/l. La présence de mercure dans ces eaux s'explique surtout par la proximité des eaux d'appoint de la station de Skikda de l'unité de production de mercure de Azzaba.

Dans ce travail, nous avons étudié l'adsorption du mercure (II) des eaux brutes de la station de Skikda par le charbon actif et par la bentonite en mode statique.

Les résultats obtenus montrent que l'introduction du charbon actif ou de la bentonite dans les eaux brutes de la station de Hamadi -Krouma de Skikda a permet de réduire en traces la teneur en Hg^{2+} dont la concentration initiale était environ 40 fois supérieur à la norme Algérienne.

Mots-clés : Pollution des eaux - mercure – traitement - adsorption – charbon actif - bentonite

Abstract

The coagulation-flocculation followed by a clarification, is the process more used in the die of treatment of drinking water, but it proves that these treatments are insufficient in the presence of the toxic chemical pollutants when they exceed the standards.

The raw waters of the station of treatment Hamadi-Krouma de Skikda present a mercury content of 0,039 mg/l. The presence of mercury in this water is explained especially by the proximity of auxiliary water of the station of Skikda of the manufacturing unit of mercury of Azzaba.In this work, we studied the adsorption of mercury (II) from raw waters of the station of Skikda by activated carbon and by bentonite in static mode.

The results obtained show that the introduction of the activated carbon or bentonite into raw waters of the station of Hamadi-Krouma of Skikda makes it possible to reduce in traces the Hg^{2+} content whose initial concentration was approximately 40 times superior to the Algerian standard.

Keys-words : water pollution – mercury – treatment - adsorption - activated carbon - bentonite.

1. Introduction

De nos jours, la pollution de l'eau est devenue un sérieux problème. L'environnement et l'être humain sont exposés aux risques des différents polluants (polluants organiques, les métaux toxiques,...), provenant des eaux usées et des eaux potables. Les énormes dommages par la pollution des eaux ont mené à de nombreuses investigations ayant comme objet la protection de l'environnement et l'homme par de nouvelles méthodes (Yardim et al., 2003).

Les métaux lourds sont des polluants engendrés par l'activité humaine qui ont un fort impact toxicologique. Les métaux toxiques sont nombreux, mais on peut citer surtout l'arsenic, le cadmium, le chrome, le plomb et le mercure. Le mercure est considéré généralement l'un des métaux les plus toxiques trouvé dans l'environnement. Une fois, que le mercure entre dans la chaîne alimentaire des fortes concentrations de composés mercuriels s'accumulent dans le corps humain et une grande variété d'espèces vivantes. L'intoxication par le mercure ou hydrargie, produit des lésions des centres nerveux et des reins (Faurie et Ferra, 2003; Shen.Zhang et al., 2005).

Les eaux brutes de la station de traitement Hamadi-Krouma de Skikda présentent une teneur en mercure de 0,039 mg/l. Ces eaux dépassent ainsi la norme Algérienne recommandée qui est de 0,001 mg/l. La présence de mercure dans ces eaux s'explique surtout par la proximité des eaux d'appoint de la station de Skikda de l'unité de production de mercure de Azzaba.

La protection de l'environnement impose de limiter les teneurs de ces métaux au maximum admis. Pour cela plusieurs méthodes, et procédés de séparation, sont utilisées afin d'éliminer ces espèces métalliques des eaux polluées.

L'adsorption occupe une place importante parmi les divers procédés de traitement des eaux.

L'adsorbant le plus utilisé dans la dépollution des eaux est le charbon actif mais son coût élevé limite son utilisation. Des nouveaux matériaux disponibles et moins coûteux ont été utilisés pour l'adsorption des métaux lourds à la place du charbon actif (Viraraghagvan et Kapoor, 1994).

Des aluminosilicates ont été largement utilisés dans les procédés d'adsorption

L'utilisation de la bentonite dans le traitement des eaux a fait l'objet de plusieurs études vue son abondance et sa capacité d'adsorption élevée vis-à-vis des métaux lourds.

Cette étude a été menée dans le but de tester et de comparer les pouvoirs de rétention du charbon actif et de la bentonite et plus spécialement, l'élimination du mercure présent dans les eaux brutes de la station de Skikda.

2. Matériels et méthodes

a. Appareil

Les essais d'adsorption ont été réalisés dans un réacteur statique parfaitement agité, présenté par la figure1. Le dispositif expérimental est composé d'un réacteur de capacité 1000 ml (volume du liquide) immergé dans un bain thermostaté et agité. Un système mécanique (agitateur) est utilisé pour améliorer le contact entre phases. Cet agitateur possède deux plages de vitesses permettant de régler la rotation des tiges entre 60 et 2000 tours par minute.

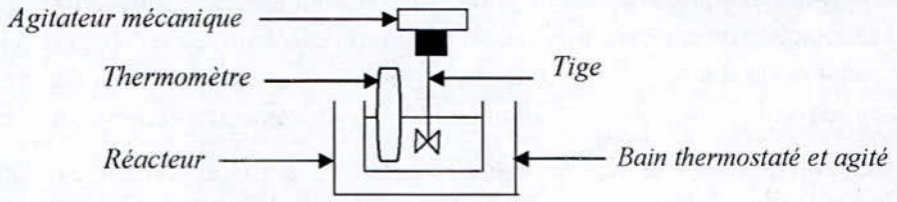


Figure 1 : Réacteur statique agité et thermostaté

b. Dosage du mercure

Les solutions contaminées par le mercure sont dosées par spectrophotométrie d'absorption atomique (Type Perkin Elmer modèle Coleman Mas -50). Une dilution de l'échantillon est nécessaire afin de rester dans la limite des concentrations admises par l'appareil (Uller, 1997).

c. Les adsorbants

Pour cette série d'expériences, on a utilisé deux adsorbants, un charbon actif en grains type « NORIT PK 1-3 » et une argile activée qui provient du gisement de hammam Boughrara (Maghnia) au nord ouest de l'Algérie; c'est une bentonite sodique (plus de 82% de montmorillonite) (Seghairi et Achour, 2003).

Les principales caractéristiques, de chaque adsorbant, sont regroupées dans les tableaux ci-dessous.

Tableau 1 : Caractéristiques du charbon actif

NORIT PK 1-3	
Surface totale (BET)	900 – 1200 m^2/g
Densité apparente	260 kg/m^3
Taille des particules	> 3,4 mm (1%) > 1,0 mm (92 %)

Tableau 2 : Composition chimique de la bentonite

Eléments	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	Mg	Na_2O
%	58	21,18	2,22	1,23	5,33	1,50

d. Description de la station de traitement

La station de traitement d'eau de Hamadi-Krouma est située à 3 Km du chef lieu Skikda. La station a été réalisée par OCP (organisation de contrôle des pollutions) Belgique. La mise en service, datant de 1979, a eu pour objectif de traiter les eaux provenant du barrage de Zardeza, situé à 30 Km de Skikda. La station Hamadi-Krouma alimente la ville de Skikda et la zone industrielle, elle a une capacité de 3600 m^3/h.

Actuellement, la station ne traite que les eaux superficielles provenant de deux barrages qui sont :

- Barrage de Kenitra, avec une capacité de 125 millions de m^3.
- Barrage de Bekkouche Lakhdar avec une capacité de 120 millions de m^3.

e. Etude de l'adsorption en mode statique

En régime statique, Les essais d'adsorption sont réalisés dans un réacteur parfaitement agité, placé dans un bain thermostaté, et agité mécaniquement (figure 1). Dans le but de déterminer le temps de contact nécessaire à une adsorption maximale sur les deux adsorbants on a utilisé des solutions de $HgCl_2$ de concentration égale à 1 et 10 mg/l.

On introduit, à la température ambiante, 1 litre de la solution contaminée par le mercure et 1g de l'adsorbant, dans le dispositif expérimental décrit précédemment (figure 1) et on règle l'agitation à 200 tr/min. Des prélèvements effectués, en fonction du temps, on dose les ions mercuriques jusqu'à l'obtention d'une concentration constante en mercure en métal. Les solutions contaminées par le mercure sont dosées par spectrophotométrie d'absorption atomique.

L'effet du pH a été suivi en ajustant le pH de la solution du mercure sur différentes valeurs entre 1 et 9 avec des solutions dilués de NaOH et de HCl. L'effet de la vitesse d'agitation est réalisé en variant cette vitesse entre 200 tr /min et 1200 tr/ min.

L'eau brute dont on dispose provient des eaux d'alimentation de la station de traitement des eaux Hamadi-Krouma.

Les analyses physico-chimiques sont regroupées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux brutes

Paramètres	Teneurs
pH	7,8
Température	13,9 °C
Conductivité	568 µs/cm
Hg^{2+}	0,039 mg/l

On a traité l'eau brute en fixant les paramètres suivants : le temps d'équilibre, le pH et la vitesse d'agitation à leurs valeurs optimales déjà définis préalablement.

On a introduit 1litre d'eau brut dans un bêcher et 2 g de l'adsorbant. Les essais d'adsorption sont effectués à la température ambiante.

Lorsque l'équilibre est atteint, un échantillon est prélevé, puis analysé par absorption atomique sans flamme.

3. Résultats et discussions

a. Temps d'équilibre

Les figures 2 et 3 présentent la variation de la concentration C_t en Hg^{2+} sur charbon actif et sur bentonite en fonction du temps. Les résultats obtenus montrent que la concentration en ion Hg^{2+} diminue en fonction du temps. Quand l'équilibre est atteint, elle se stabilise. La cinétique d'adsorption du mercure montre que l'adsorption maximale est atteinte au bout de 3 minutes pour le charbon actif et 20 minutes pour la bentonite.

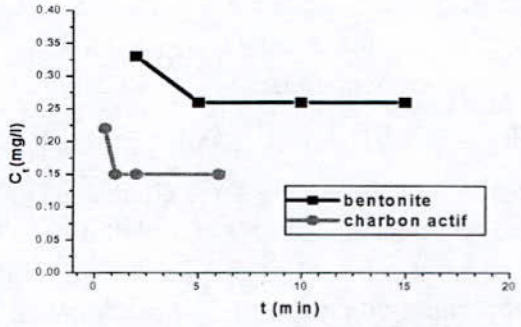


Figure 2 : Variation de la concentration C_t en b. Hg en fonction du temps (C_0=1 mg/l)

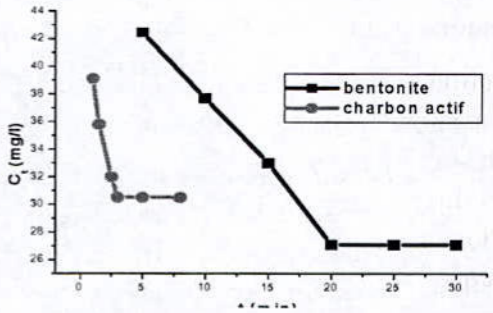


Figure 3 : Variation de la concentration C_t en Hg en fonction du temps (C_0= 10 mg/l)

La figure 4 montre l'effet du pH sur l'adsorption. La disparition du Hg^{2+} dans la solution augmente avec l'augmentation du pH. Cette disparition est probablement due à la précipitation du métal à partir d'un pH de 2,4.

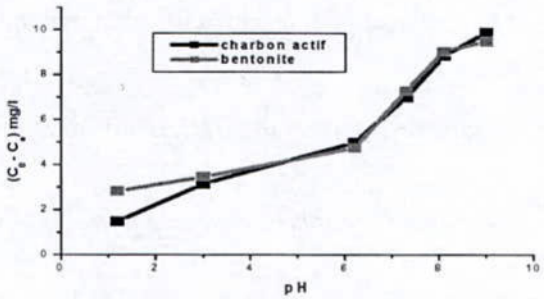


Figure 4 : Influence du pH sur la capacité d'adsorption

c. Effet de la vitesse d'agitation

La figure 5 présente l'effet de la vitesse d'agitation sur l'adsorption. Il en ressort que la vitesse d'agitation n'a pas d'effet notable sur l'adsorption dans le domaine étudié.

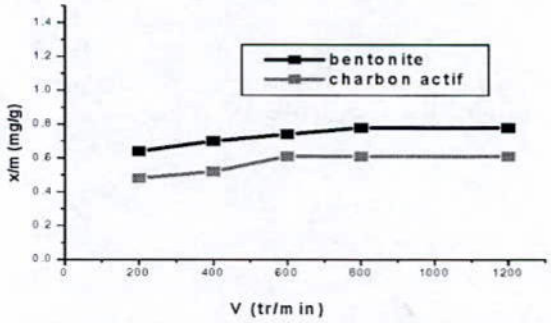


Figure 5 : Variation de la capacité d'adsorption en fonction de la vitesse d'agitation

d. Action de la bentonite sur l'élimination du mercure

D'après le tableau 3, on constate que le pH est tout à fait conforme aux normes (6,5 - 8,5) et la valeur de la conductivité indique une minéralisation moyenne.

Notons aussi la présence du mercure dont la teneur en ions Hg^{2+} dépasse celle préconisé par la norme Algérienne.

L'introduction aussi bien du charbon actif que de la bentonite dans les eaux brutes de la station Hamadi-Krouma a permis de réduire en trace la teneur en Hg^{2+}.

4. Conclusion

L'adsorption du mercure (Hg^{2+}) sur charbon actif et sur bentonite a été étudiée en mode statique. Les résultats ont révélé que la cinétique de rétention du Hg^{2+} sur le charbon est très rapide par rapport à celle sur l'argile. L'élimination du Hg^{2+} augmente avec le pH. Cette augmentation est probablement due à l'apparition du phénomène de précipitation du métal sous forme d'hydroxydes : $Hg(OH)_2$ à partir d'un pH de 2,4. D'autre part, l'élimination du Hg^{2+} n'est pas affectée par la vitesse d'agitation. Les résultats obtenus, en laboratoire, montrent l'efficacité du traitement qu'on a utilisé pour l'élimination de la pollution mercurielle des eaux brutes de la station Hamadi-Krouma.

En résumé, l'utilisation des propriétés adsorbantes des argiles comme la bentonite pour l'amélioration de la qualité des eaux destinés à la consommation humaine, nous semble être une solution intéressante pour remplacer le charbon actif relativement cher.

5. Références bibliographiques

M. F. Yardim et al., 2003. ***Removal of mercury (II) from aqueous solution by carbon obteined from furfural***, Chem. 52, pp. 835 - 841.

C. Faurie, C. Ferra, 2003. ***Ecologie : approche scientifique et pratique***, 5ème Edition Lavoisier doc et Tec.

FU-Shen ZHang, J. O. Nriagu, H. Itoh, 2005. ***Mercury removal from water using actived carbons derived from organic sewage sludge***, Water Res.39., pp389-395.

T. Viraraghagvan, A. Kapoor, 1994. ***Adsorption of mercury from wastewater by bentonite***, Appl. Clay Sci. 9, pp. 31 - 49.

Skoog West Uller, 1997. ***Chimie analytique, traduction et révision scientifique de la 7ème édition Américaine par Claudine Buess – Herman, J. Sette, Dauchot Weyneers et Freddy.***

N. Seghairi, S. Achour, 2003. ***Influence du temps et du taux d'activation de la Bentonite sur l'adsorption de l'Aniline***, Larhyss journal, ISSN1112-3680, N° 02, pp.115-125.

THEORITICAL AND EXPERIMENTAL APPROACH OF ANAEROBIC DIGESTION OF DISTILLERY SLOPS FROM SUGAR CANE INDUSTRIES, MODELLING, PARAMETERS ESTIMATION AND SIMULATION.

Emilienne RASOANANDRASANA [a*], Laeticia ADELARD [b], Romeela MOHEE [c], Martial Z. RASOLONJATOVO [a] and Dominique MORAU [b].

*Contact information: a: Department of Environment and Wastes, Faculty of Sciences, Majunga University, P.O. Box 652, Majunga, 401, MADAGASCAR; Department of Industrial Engineering, Faculty of Sciences and Technology, La Reunion University, P.O. Box 7151 , St Denis, La REUNION; Department of Chemical Engineering and Sugar Technology, Faculty of Research Engineering , Reduit University, P.O. Box , Reduit, MAURITIUS; *Corresponding author: rasoanandrasana@yahoo.fr*

Abstract

Our study was based on the modelisation of the anaerobic fermentation, in order to valorize effluents discharged from industry of sugar.The basic process of our model leaned on the Monod's model which passes by two biological steps : acidogenesis – methanogenesis.

Experimental data and available knowledge on digestion processes are used in constituting a mathematical model. The model consists of 77 parameters and 10 coupled non linear diffrential equations. 43 parameters such as kinetic rate constants and initial conditions of influents are estimated. Anaerobic digestion process which includes acetogenesis and methanogenesis steps is modelled in the form of backward finite difference equations, solved numerically with others 34 parameters. The numerical results are compared with experimental data sets. We demonstrate that our solver method based on backward finite difference method using software Matlab for parameters calculation provides much more results to the experimental values. Results show that predicting digestion processes and anticiping interventions when required are now feasible and of incompesable potential in sugar cane industry.

Key words : Modelling, distillery slops, anaerobic, digestion, biogas, parameter, estimation, calculation, matlab, simulation .

1. Introduction

Mathematical modelling of anaerobic digestion is of great interest because it is much faster and less expensive to model a system and to simulate its operation than to perform laboratory experiments.

There is considerable schemes variation in the literature to describe the biological processes of anaerobic digestion with sewage sludge as influent (Hill and Barth 1977; Mosey 1983; Bryers 1985; Angelidaki et al. 1993; Massé and Droste 2000; Sotemann et al. 2006). It varies from the single two stages reaction schemes including only hydrolysis/acetogenesis and methanogenesis (Kiely et al. 1997) to the six step reaction schemes (Guzer and Zehnder 1983). Most of these models can be approximated by various types of differential algebraic and integral equations involving finite number of variables and parameters. Thus, the future behaviour of the system can be predicted if model parameters and initial states of the variables are available.

In this work, Monod's model and Kiely's reaction schemes formed the bases of the production of biogas from distillery slops proceeding from various sugar cane industries and a

mixture of distillery slops and abattoir wastewater. Model resulting consists of 77 parameters and 10 coupled non linear differential equations. Solving this system is highly complicated and time-consuming because of considerable parameters number. Solving the system of non linear differential equations is generally avoided because of its difficulty. We convert non linear differential equations to finite difference equations to the solution of our model problem. Anaerobic digestion is then modelled by 10 backward finite difference equations and 24 constraints as intermediate backward finite difference equations. Using software Matlab give a more accurate solution. Comparison of experimental data parameters and data issued from the simulation that fit to the model best may be achieved.

2. Mathematical modelling

We borrowed the Monod's model that was formulated by Kiely (Kiely et al. 1997) Model picked up and arranged by us for anaerobic digestion consists of 77 parameters and 10 coupled non linear differential equations (Equations 1 to 10). Parameters comprises :

- 43 unchanged parameters (UP) divided into 6 thermodynamic parameters (TP) (Table 1), 5 molecular weight parameters (MWP) (Table 2), 10 acidogen biomass parameters (ABP) (Table 3), 11 methanogen biomass parameters (MBP) (Table 4) , 4 digester parameters (DP) (Table 5) and 7 influent parameters (IP) (Table 6),
- 34 changed parameters (CP) specified as 10 effluent parameters (EP) (Table 7) and 24 varying parameters (VP) (Table 8) that are conditional on the above unchanged parameters (UP).

Table 1 : Digester parameters (DP)

Symbol	Definition	Values	Units
K_{1a}	Gas transfer coefficient	0.5	$[j^{-1}]$
Tp	Initial pressure	730	[mm Hg]
W_d	Digester volume	2	[l]
W_g	Liquid phase volume	1.5	[l]

Table 2 : Influent parameters (IP) at initial conditions

Symbol	Definition	Values	Units
Ain	Acetic acid concentration	0.12	$[g.l^{-1}]$
Cin	Dissolved CO_2 concentration	2.4	$[mole.l^{-1}]$
Bin	Bicarbonate concentration	0.8	$[mole.l^{-1}]$
Nin	Ammonium concentration	1.6	$[g.l^{-1}]$
Sin	Glucose substrate concentration	2.5	$[g.l^{-1}]$
Zin	Cations [others than NH_4^+ and H^+] concentration	0.28	$[eq.l^{-1}]$
Qin	Influent entering flow rate		$[l.j^{-1}]$

Table 3 : Effluent parameters (EP) at initial conditions

Symbol	Definition	Values	Units
Xa	Acidogen biomass initial concentration	0.1	$[g.l^{-1}]$
Sout	Equivalent glucose initial concentration	5	$[g.l^{-1}]$
Aout	Acetic acid initial concentration	0.1	$[g.l^{-1}]$
Xm	Acidogen biomass initial concentration	0.01	$[g.l^{-1}]$
M	Methane initial concentration	0	$[g.l^{-1}]$
Cout	Initial concentration of dissolved CO_2 in effluent	0.011	$[g.l^{-1}]$
Zout	Initial concentration of cations [others than NH_4^+ and H^+]	0.006	$[eq.l^{-1}]$
Nout	NH_4 initial concentration	1.5	$[g.l^{-1}]$
Pn	NH_3 initial partial pressure	20	[mm Hg]
Pc	CO_2 initial partial pressure	20	[mm Hg]

Table 4: Varying parameters (VP)

Acidogen biomass growth specific rate **Vsa** = Vsa_{max} / {[1 + (Kxasat / Sout)] + (Ares / Kix)}	(1. VP)
Methanogen biomass growth specific rate **Vsm** = [Vsm_{max} . Sout] / [Sout + Kixm . (Sout) ^{2} + Ks]	(2. VP)
Dilution rate **Vdil** = Q / W_d	(3. VP)
Non ionised acetic acid concentration **Ares** = Aout . H / Ka	(4. VP)
Non ionised ammonia molar concentration **Nion** = [Nout . $Kion_2$] / [H . Mn_2]	(5. VP)
HCO_3^- concentration **Bout** = Zout + [Nout / Mn_2] – [Aout / Rac]	(6. VP)
CO_2 production rate from HCO_3 $\mathbf{V_1}$ = [Vdil . (Ain – Aout)] + [Vsa . Xa / Rac]	(7. VP)
CO_2 forming rate at the time acetic acid forming $\mathbf{V_2}$ = [Vsa . Xa . Ra_1] / Mx	(8. VP)
CO_2 forming rate at the time methane forming $\mathbf{V_3}$ = [Vsm . Xm . Rm_1] / Mx	(9. VP)
NH_4 forming rate $\mathbf{V_4}$ = Kt . [(Khn . Pn) – Nion]	(10. VP)
CO_2 consumption rate at the time NH_4 forming $\mathbf{Vc_1}$ = {[Vdil . (Nin - Nout)] + [Vsa. Xa. Rn_1] + V4 . Mn_2 } / Mn_2	(11. VP)
CO_2 consumption rate at the time HCO_3 forming $\mathbf{Vc_2}$ = [Vdil . (Zin - Zout)] + [Vsa . Xa . Rcat]	(12. VP)
Transfer rate **Vt** = Kt . [(Khc . Pc) -Cout]	(13. VP)
Ion hydrogen concentration $\mathbf{H^+}$ = [$Kion_1$. Cout] / Bout	(14. VP)
$_P\mathbf{H}$ = -$\log_{10}$ (H^+)	(15. VP)
NH3 flow rate **Qn** = - W. W_d. Vc_1	(16. VP)
CH_4 flow rate **Qm** = (W. Wd) . [Vsm . Xm. Rm] / Mm	(17. VP)
CO_2 flow rate **Qc** = - W. W_d . V_t	(18. VP)
Gas mixture flow rate **Q** = Qn + Qm + Qc	(19. VP)
Glucose consumption for metabolism **Gca** = [Vsa . Xa] / Ra	(20. VP)
Glucose forming from dry matter **Gpa** = [Vsa . Xa] / Rx	(21. VP)
Acetic acid forming by acidogen biomass **Apa** = [Vsa . Xa] / Rac	(22. VP)
Methane forming by methanogen biomass **Apm** = [Vsm . Xm] / Rm_2	(23. VP)
CH_4 partial pressure **Pm** = 730 – [Pn + Pc]	(24. VP)

Non linear differential equations

The 10 non linear differential equations are presented as follow :

Acidogen biomass variance	**dXa/dt** = Vsa.Xa - Vda.Xa	(1)
Methanogen biomass variance	**dXm/dt** = Vsm.Xm-Vdm.Xm	(2)
Substrate concentration of culture medium	**dSout/dt** = Vdil.(Sin - Sout) + Vsa.Xa/Rx - Vsa.Xa/Ra	(3)
Acetic acid concentration progression	**dAout/dt** = Vdil.(Ain - Aout) + Vsa.Xa/Rac - Vsm.Xm/Rm_2	(4)
Methane production rate	**dM/dt** = Vm.Xm [Ares/(Ares + Kmsat)].[Kim/(Kim + Ares)]	(5)
Concentration of dissolved CO_2 into effluent	**dCout/dt** = Vdil.[(Cin-Cout)+(Bin-Bout)] + V_1 + V_2 + V_3 - V_{c1} - V_{c2} + V_t	(6)
Concentration of cations others than NH_4^+ and H^+	**dZout/dt** = Vdil.(Nin-Nout) + Vsa.Xa.Rcat	(7)
Ammonium concentration	**dNout/dt** = Vdil.(Nin-Nout) + Vsa.Xa.Rn_1 + V4.Mn_2	(8)
Partial pressure of ammonia in gas phase	**dPn/dt** = P.W.W_d.Vc1/W_g – Pn.Q/W_g	(9)
Partial pressure of CO2 in gas phase	**dPc/dt** = P.W.W_d.Vt/W_g – Pc.Q/W_g	(10)

3. Numerical resolution method

It is often hard, if not impossible, to estimate all of the parameters experimentally. In this work, 53 parameters values were estimated from both data literature (Chen and Hashimoto 1980; Kiely et al. 1997; Noykova et al. 2002) and our laboratory experimental data sets.

Solving this system is higly complicated and time-consuming because of considerable changed parameters numbers (34 CP), there are simultaneous equations, which means we cannot solve differential equations without solving the changed paramenters (CP) at the same time.

a. Discretization

Solving can be made by substituting time-domain differential equations (TDDE) into finite-difference equations by means of finite-difference time-domain method (FDTD) or explicit

method. The FDTD method will solve the anaerobic digestion equations by converting the differentials to differences. In order to make anaerobic digestion's equations look like difference equations, we will need to discretize them. We will choose for solver the backward discretization instead of forward and central finite difference, then the discretization time (Δt) represents the regular interval of sequential effluent samples. Initial conditions of effluent parameters (EP) will allow us to solve these equations.

This system of linear equations is then solved to obtain the values of effluent parameters (EP) at specific discrete points. These discrete points will fall along the continuous line that represents the solution of the original differential equations.

i. Backward finite difference

Discretize the anaerobic digestion equations (1 to 10) with backward finite difference :

$Xd^{t+1} = 1+(Vsa - Vda)\ \Delta t.Xd^{t}$	(11)
$Xm^{t+1} = 1+(Vsm - Vdm)\ \Delta t.Xm^{t}$	(12)
$Sout^{t+1} = [1/Rx - 1/Ra]\ \Delta t.\ Sm^{t} + (Vdil.Sin)\ \Delta t$	(13)
$Aout^{t+1} = [Vsa/Rac - Vsm/Rm_2 + 1 - Vdil]\ \Delta t.\ Aout^{t} + (Vdil.Ain)\ \Delta t$	(14)
$M^{t+1} = \{Vin\ .\ [Ares/(Ares + Kmsat)].\ [Kim/(Kim + Ares)] + 1\}\ \Delta t.\ M^{t}$	(15)
$Cout^{t+1} = (1 - Vdil)\ \Delta t.Cout^{t} + \{ Vdil\ [Cin + (Bin - Bout)] + V_1+V_2+V_3+Vc_1+Vc_2+Vt\}$	(16)
$Zout^{t+1} = (Rcat.Vsa + 1 - Vdil).\ Nout^{t} + (Vdil.Nin + V_4\ .\ Mn_2).\ \Delta t$	(17)
$Nout^{t+1} = (Vsa.Rm_1 + 1 - Vdil)\ \Delta t.\ Nout^{t} + (Vdil.Nin + V_4.\ Mn_2).\ \Delta t$	(18)
$P_n^{t+1} = 1 - (Q/W_g).\Delta t.\ P_n^{t} + P.W.(W_d/W_g).V_{c1}.\ \Delta t$	(19)
$Pc^{t+1} = 1 - (Q/W_g).\Delta t.\ Pc^{t} + P.W.(W_d/W_g).V_t\ \Delta t$	(20)

ii. Matrix form

Write the equation matrix form:

$$\begin{bmatrix} X_a^{t+1} \\ X_m^{t+1} \\ S_{out}^{t+1} \\ A_{out}^{t+1} \\ M^{t+1} \\ C_{out}^{t+1} \\ Z_{out}^{t+1} \\ N_{out}^{t+1} \\ P_n^{t+1} \\ P_c^{t+1} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} a_{1,1} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & a_{2,2} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ a_{3,1} & 0 & a_{3,3} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ a_{4,1} & a_{4,2} & 0 & a_{4,4} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & a_{5,2} & 0 & 0 & a_{5,5} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & a_{6,6} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ a_{7,1} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & a_{7,7} & 0 & 0 & 0 \\ a_{8,1} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & a_{8,8} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & a_{9,9} & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & a_{10,10} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} X_a^{t} \\ X_m^{t} \\ S_{out}^{t} \\ A_{out}^{t} \\ M^{t} \\ C_{out}^{t} \\ Z_{out}^{t} \\ N_{out}^{t} \\ P_n^{t} \\ P_c^{t} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ b_3 \\ b_4 \\ 0 \\ b_6 \\ b_7 \\ b_8 \\ b_9 \\ b_{10} \end{bmatrix}$$

Equation matrix form becomes:

$$[Y_i^{t+1}] = [a_{i,j}].[Y_i^{t}] + [b_i] \quad (21)$$

$$\text{or, } Y^{t+1} = A.Y^{t} + B \quad (22)$$

Where :

Y^{t+1} : changed parameters (CP) matrix at time t+1

Y^{t} : changed parameters (CP) matrix at time t

A : transfer matrix (TM), it is a 10 order square matrix characterised by 16 non zero entries including 10 diagonal entries ($a_{1,1}$, $a_{2,2}$, $a_{3,3}$, $a_{4,4}$, $a_{5,5}$, $a_{6,6}$, $a_{7,7}$, $a_{8,8}$, $a_{9,9}$ and $a_{10,10}$) and 6 non diagonal entries ($a_{3,1}$, $a_{4,1}$, $a_{7,1}$, $a_{8,1}$, $a_{4,2}$ and $a_{5,2}$) and 84 zero entries

B : unicolumn matrix (UM), comprising 7 not zero entries (b_3, b_4, b_6, b_7, b_8, b_9 and b_{10}) and 3 zero entries.

Equation (22) tell us how to find the effluent parameters at time step t+1 given the effluent parameters at time step t.

iii. Matrix entries

The 16 non zero entries of transfer matrix (TM) may be expressed as :

$a_{1,1} = 1 + (Vsa - Vda).\Delta t$	(23)
$a_{2,2} = 1 + (Vsm - Vdm).\ \Delta t$	(24)
$a_{3,1} = [(1/Rx) - (1/Ra)]\ \Delta t$	(25)
$a_{4,1} = (Vsa/Rac).\ \Delta t$	(26)
$a_{4,2} = -(Vsm/Rm_2).\ \Delta t$	(27)
$a_{4,4} = 1 - Vdil.\ \Delta t$	(28)
$a_{5,2} = Vm\ .\ [Ares/(Ares + Kmsat)]\ .\ [Kim/(Kim + Ares)]\ .\ \Delta t$	(29)
$a_{5,5} = 1$	(30)
$a_{6,6} = 1 - Vdil.\ \Delta t$	(31)
$a_{7,1} = Rcat.\ Vsa.\ \Delta t$	(32)
$a_{7,7} = 1 - Vdil.\ \Delta t$	(33)
$a_{8,1} = Vsa.\ Rm_1.\ \Delta t$	(34
$a_{9,9} = 1 - (Q/W_g).\ \Delta t$	(35)
$a_{7,1} = Rcat.\ Vsa.\ \Delta t$	(32
$a_{10,10} = 1 - (Q/W_g).\ \Delta t$	(36)

While the 7 non zero entries in the unicolumn matrix (UM) becomes :

$b_3 = Vdil.Sin.\ \Delta t$	(37)
$b_4 = Vdil.Ain.\ \Delta t$	(38)
$b_6 = \{Vdil[Cin + (Bin - Bout)] + V_1 + V_2 + V_3 - V_{e1} - V_{e2} + V_t\}.\ \Delta t$	(39)
$b_7 = Vdil.Zin.\ \Delta t$	(40)
$b_8 = (Vdil.Nin + V_4\ .\ Mn_2).\ \Delta t$	(41)
$b_9 = [(P.W.W_d.V_{e1})/W_g].\ \Delta t$	(42)
$b_{10} = [(P.W.W_d.V_t)/W_g].\ \Delta t$	(43)

b. Matlab process

In this study, we applied the method of Backward Differentiation Formula to our system of differential equations and simulated it by the help ode routine of MATLAB. The important advantage of this case is finding consistent values for the differential equations system. The user supplies initial values for the system and the code evaluates the initial values again, and finds appropriate and consistent initial conditions. Initial parameters and the initial values of the unknowns parameters used in simulation can be found.elsewhere (Chen and Hashimoto 1980; Kiely et al. 1997; Noykova et al. 2002) and issued from our laboratory experimental data Simulation results are presented as graphs of changed parameters (CP).

4. Results and discussion

a. Parameters estimation

Three kind of biomass were used in this work : the first experiment was conducted using distillery slops from Mauritius, the second experiment was reported to distillery slops from Madagascar and the third assay was operated from a mixture of distillery slops combined with slaughterhouse wastewater from Madagascar. It can be seen from Table 9 and Table 10 that the characteristics of these biomass were different.

Table 5 : Characteristics of various biomass.

Effluent ţ rğţ erties (g/l , exceţ t ţ H)	Distillery slğţ s (Mauritius)	Distillery slğţ s (Madagascar)	Slaughterhğuse (Madagascar)
ţ H	5.1	4.9	6.4
CĞD tğtal	95.0	75.5	8.5
BĞD	38.2	28.1	5.1
TS	109	82	-
ḌS	73.5	57.5	1.9
Ctğtal	42.3	26.8	2.5
NH3-N	2.7	1.5	-

Initial values of three effluent studied in this work are all the same besides the values of substrate concentration (Sout) and ammonia concentration (Nout) as shown in Table 10.

Table 6 : Initial values of two effluent parameters

Effluent ţ arameters	Distillery slğţ s Mauritius	Distillery slğţ s Madagascar	Distillery slğţ s Madagascar and Slaughterhğuse wastewater
Sğut (g/l)	7	5	5
Nğut (g/l)	2.7	1.5	1.0

Our model contains 21 biological parameters (BP) comprising 10 acidogen biomass parameters (ABP) and 11 methanogen biomass parameters (MBP). Exact values of these are not general-purpose. All the values of the biological kinetics shown in Tables 3 and 4 are reasonable in view of the concentration of feed sludge used. Changing some parameter may affect the solutions strongly, which means that the model is sensitive to that parameter. The values of 18 biological parameters (BP) are all the same besides the values of Vda, Rn1 and Kmsat as shown in Table 7.

Table 7 : Differenciation of biomass-depending biological parameters (BDBP)

Symbğl and Units	Definitiğn	Distillery slğţ s	Distillery slğţ s cğmbined with slaughterhğuse wastewater
Ḍda [d^{-1}]	Acidğgen biğmass lysis rate	0.5	0.15
Rn1 [$g.g^{-1}$]	Substrate cğnḍersiğn rate tğ NH_4 by acidğgen biğmass	14	0.5
Kxmsat [$g.l^{-1}$]	Saturatiğn cğnstant ğf methanğgen bacterial grğwth	0.5	0.15

Initial values of both acidogen biomass growth specific rate and methanogen biomass growth specific rate (Vsa and Vsm in Equations 1. VP and 2. VP) depend on the type of biomass as reported in Table 9.

Table 8. Initial values of biomass growth specific rate Vsa and Vsm.

Biğmass grğwth sţ ecific rate	Distillery slğţ s	Mixture ğf distillery slţ ğs and slaughterhğuse wastewater.
Ḍsa (d^{-1})	0.1	0.25
Ḍsm (d^{-1})	0.5	0.01

The results of simulation will be discussed. The numerical results obtained using MATLAB's help are compared with the experimental data. Some parameters are modified, when effluent characteristic changed, the model is simulated again and the solutions are compared with anothers experimental data to validate the findings.

b. Results of simulation

i. First experiment

The first experiment was started by working with the distillery slops from Mauritius that continuously gave biogas flow rate 0.84 l. j^{-1}. During the process, the digester was maintened at a temperature of 35°C, that is, the process were mesophile. The medium was stirred at 250 tr/mn. Measurements of TS (total solids), VS (volatile solids) ,COD Chemical Oxygen Demand, pH, CO2 and NH_3 concentration, biogas flow rate and their organic C, N and P contents were conducted at regular time. By using the above estimated parameters, we have simulated our model. It is obvious from Figures 1 to 6 that our results better fit the experimental values.

After this first results , using distillery slpos from Madagascar, we applied the same estimated parameters besides the initial values of Sout (5 $g.l^{-1}$ instead of 7 $g.l^{-1}$) and Nout (1.5 $g.l^{-1}$ instead of 2.7 $g.l^{-1}$). TS 10.9 g/l (8.2 g/l), VS 73.5 g/l (57.5 g/l), COD 95.0 g/l (75.5 g/l), Carbon total 42.3 g/l (26.8 g/l).

ii. Second experiment

The second experiment was conducted from Madagascar distillery slops. The difference between Mauritius and Madagascar (in bracket) distillery slops are clear: TS 10.9 g/l (8.2 g/l), VS 73.5 g/l (57.5 g/l), COD 95.0 g/l (75.5 g/l), Carbon total 42.3 g/l (26.8 g/l). Mauritius distillery slops contained more saccharose than Madagascar distillery slops , therefore Mauritius's COD and glucose equivalent from volatile matter are higher than those from Madagascar. Biogas flow rate 0.43 l. j^{-1} was obtained during the process. Biogas flow rate and combined biogas production are the halves of those obtained from Mauritius biomass. During the process, the digester was maintened at 35°C and stirred at 250 tr/mn. Measurements of TS, VS, COD, pH, CO2 and NH_3 concentration, biogas flow rate and their organic C, N and P contents were conducted at regular time. By using the above estimated parameters, we have simulated our model and we found that our results better fit the experimental values. Figures are not reported because there are similarity of the above comparison.

iii. Third experiment

The third experiment was conducted with a mixture of slaughterhouse wastewater and distillery slops in ratio 2:1 that gave biogas flow rate 0.28 l. j^{-1} . Mesophilic condtions (35°C) and stirring at 250 tr/mn were maintened during the process. All measurements of TS , VS, COD, pH, CO2 concentration, NH3 concentration, biogas flow rate and their organic C, N and P contents were conducted at regular time. Hence, it can be stated that previous values of Rn1 (14 g. g^{-1}) , Kad (0.5 j^{-1}) and Kxmsat (0.5 g. l^{-1}) were overvalued for this kind of biomass. Appropriate parameters values could be considered as Rn1 (0.5 g. g^{-1}) , Kad (0.1 j^{-1}) and Kxmsat (0.1 g. l^{-1}). By using these new estimated parameters, we have simulated our model. It is obvious from Figures 7 to 11 that our results better fit the experimental values.

5. Conclusion

We have modelled an anaerobic digestion processes as a system of a non linear differiential equations. The numerical results obtained using MATLAB's DE solver are comparable with the experimental results. After applying step-by-step appropriated parameters from experimental data to some unchanged biological parameters (UBP), the results fit very well the experimental results of various kinds of biomass. This concordance show that Monod's

model could be used for anaerobic digestion of distillery slops effluent in completely stirred tank reactor.

Our model could be used for simulation of anaerobic digestion with different types of biomass (distillery slops from various factories, mixture of distillery slops and slaughterhouse wastewater), when some unchanged biological parameters (Rn1, Kda and Kmsat) are evaluated from experiments. Biological parameters for anaerobic digestion of distillery slops and a mixture of distillery slops combined with slaughterhouse under mesophilic conditions were determined in this work.

Biological parameters under thermophilic conditions will be studied in future work because the temperature of distillery slops at discharge is between 45°C – 65°C, current anaerobic treatment practice using the mesophilic systems requires a lagoon and cooling system for cooling the wastes. The need of cooling may be avoided by opting for the thermophilic process. Furthermore under tropical conditions, the relatively low heating requirement makes thermophilic digestion a tempted alternative.

Acknowledgments

The authors are grateful for the support of the French Cooperation and The University of Indian Ocean.

References cited

Angelidaki, I., Ellegaard, L., and Ahring, B. K. (1993). "A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: Focusing on ammonia inhibition", *Biotechnol. and Bioengineering* 42(2), 159-166.

Bryers, J. D. (1985). "Structural modelling of anaerobic digestion of biomass particulates", *Biotechnol. and Bioengineering* 27(5), 638-649.

Chen, Y. R., and Hashimoto, A. G. (1980). "Substrate utilization kinetic model for biological treatment processes", *Biotechnol. and Bioengineering* 22(10) , 2081-2095

Hill, D. T., and Barth, C. L. (1977). "A dynamic model for simulation of animal wastedigestion", *J. Water Pollution Control Association* 10 , 2129-2143.

Gujer, W., and Zehnder, A. J. B. (1983). „Conversion processes in anaerobic digestion", *Water Sci. Technol.* 15 (8/9) 127-167.

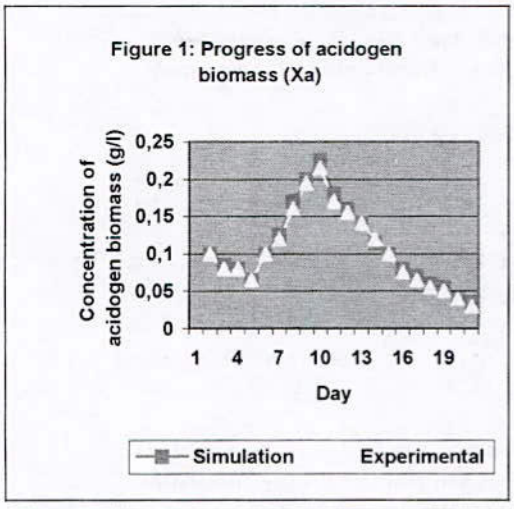
Kiely, G., Tayfur, G., Dolan, C., and Tanji, K. (1997). "Physical and mathematical modelling of anaerobic digestion of organic wastes", *Water Res.* 31(3), 534-540.

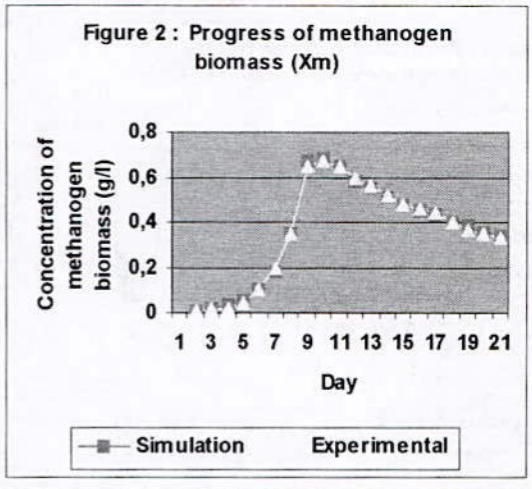
Masse, D. I., and Droste, R. L. (2000). "Comprehensive model of anaerobic digestion of swine manure slurry in a sequencing batch reactor", *Water Res.* 34(12), 3087-3106.

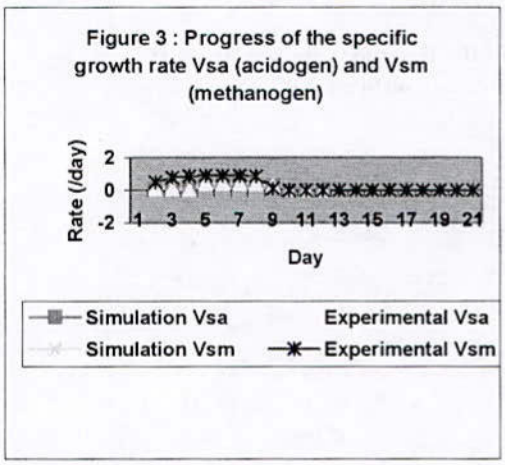
Mosey, F. E. (1983). "Mathematical modelling of the anaerobic digestion process: Regulatory mechanism for the formation of short chain volatile acids from glucose", *Water Sci. Technol.* 15(8/9) 209-232.

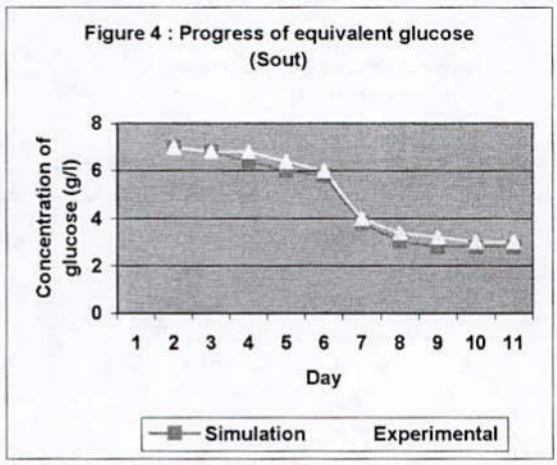
Noykova, N., MuEller, T. G., Gyllenberg, M., and Timmer, J. (2002). „Quantitative analyses of anaerobic wastewater treatment processes: Identifiability and parameter estimation", *Biotechnl. And Bioengineering* 78(1), 90-102.

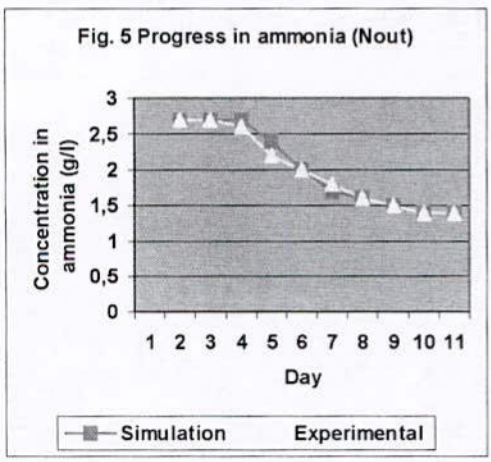
Sötemann, S. W., van Rensburg, P., Ristow, N. E., Wentzel, M. C., Loewenthal, R. E., and Ekama, G. A. (2006). "Integrated chemical, physical and biological processes modelling of anaerobic digestion of sewage sludge", *Water Sci. Technol.* 54(5) 109-117.


Figure 1: Progress of acidogen biomass (Xa)
Concentration of acidogen biomass (g/l)
0,25
0,2
0,15
0,1
0,05
0
1 4 7 10 13 16 19
Day
Simulation
Experimental


Figure 2 : Progress of methanogen biomass (Xm)
Concentration of methanogen biomass (g/l)
0,8
0,6
0,4
0,2
0
1 3 5 7 9 11 13 15 17 19 21
Day
Simulation
Experimental


Figure 3 : Progress of the specific growth rate Vsa (acidogen) and Vsm (methanogen)
Rate (/day)
2
0
-2
1 3 5 7 9 11 13 15 17 19 21
Day
Simulation Vsa
Experimental Vsa
Simulation Vsm
Experimental Vsm


Figure 4 : Progress of equivalent glucose (Sout)
Concentration of glucose (g/l)
8
6
4
2
0
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
Day
Simulation
Experimental


Fig. 5 Progress in ammonia (Nout)
Concentration in ammonia (g/l)
3
2,5
2
1,5
1
0,5
0
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
Day
Simulation
Experimental

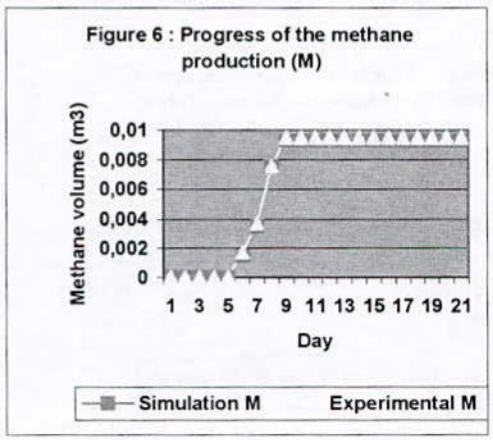

Figure 6 : Progress of the methane production (M)
Methane volume (m3)
0,01
0,008
0,006
0,004
0,002
0
1 3 5 7 9 11 13 15 17 19 21
Day
Simulation M
Experimental M

Figure 7 : Progress of acidogen biomass (Xa) and methanogen biomass (Xm)

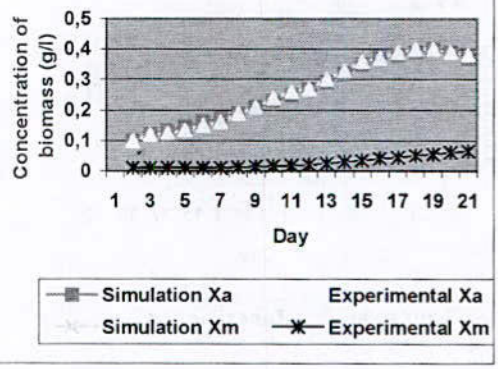


Figure 8 : Progress in the specific growth rate Vsa (acidogen) and Vsm (methanogen)

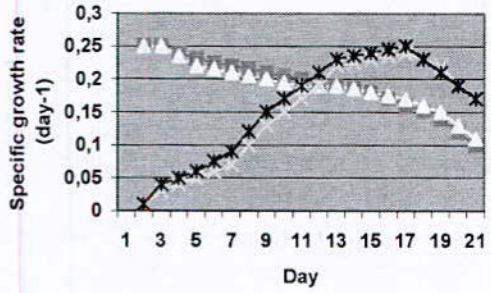


Figure 9 : Progress in substrate (Sout) and acetic acid (Aout)

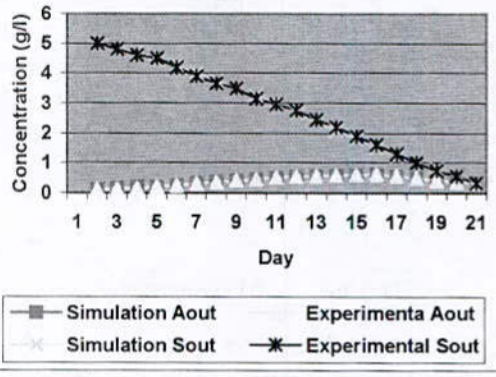


Figure 10 : Progress in the production of methane (Q)

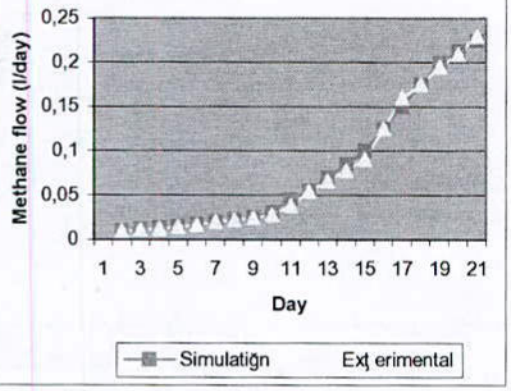
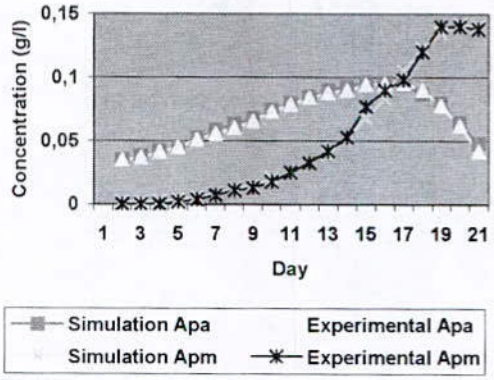


Figure 11 : Progress of the production of methane by methanogen biomass (Apm) and the production of acetic acid by acidogen biomass (Apa)



LA REUTILISATION DES EAUX USEES TRAITEES POUR LA PRODUCTION DE BIENS ALIMENTAIRES: METHODES POUR LA CONSERVATION DE LA RESSOURCE ET LA MAITRISE DES RISQUES SANITAIRES

WASTEWATER REUSE FOR CROP PRODUCTION: METHODS FOR RESOURCE CONSERVATION AND HEALTH RISK CONTROL

M. TRAD RAÏS[1], S. MEJRI[2], M. KHALI[3] D. XANTHOULIS[3]

1- Institut National de Recherches En Génie Rural, Eaux et Forêts, BP. 10 Ariana 2080, Tunisie, E-mail: rais.monia@iresa.agrinet.tn (Auteur pour correspondances)

2- Institut National Agronomique de Tunisie, 43 Avenue Charles Nicole, 1082 Tunis-Mahrajène, Tunisie, E-mail : mejri.slah@inat.agrinet.tn

3- Université d'Alger, E-mail : khali_mus@yahoo.fr

4- Faculté Universitaire des Sciences Agronomique de Gembloux, Passage des déportés, 2.B-5030 Gembloux, Belgique, E-mail : xanthoulis.d@fsagx.ac.be

Résumé

La maîtrise des risques microbiens constitue l'objectif primordial de tout programme de réutilisation agricole des eaux usées traitées (EUT). La désinfection de ces eaux n'est pas toujours possible surtout dans les pays en développement. Cependant certains outils de régulation et certaines techniques d'irrigation contribuent à la maîtrise des risques. Le stockage saisonnier des EUT permet d'améliorer leur qualité microbiologique et la micro-irrigation limite la dispersion des micro-organismes dans l'environnement.

La présente étude vise à :

1. Vérifier la possibilité de réutilisation agricole des EUT après un stockage saisonnier,
2. Evaluer le rôle de la micro-irrigation dans la préservation de la qualité bactériologique des produits.

Les résultats des essais montrent que :

- L'irrigation de *Capsicum annum*, *Cucumis sativus* et *Daucus carota* par des EUT ayant subi un stockage de 150 jours dans un bassin entraîne une augmentation des rendements de 21 à 35%. Les produits récoltés étant de même qualité bactériologique que les témoins irrigués par des eaux de puits.
- L'irrigation à la raie de *Solanum melongena* par des effluents secondaires entraîne une contamination bactérienne significative des fruits ; l'application au sol de ces mêmes effluents par une technique de micro-irrigation permet de récolter des fruits de même qualité bactériologique que celle des témoins.

Mots clés : Eaux usées, réutilisation, stockage saisonnier, micro-irrigation, risques sanitaires, contamination microbienne.

Abstract

The control of microbial contamination is the main goal of any wastewater agricultural reuse program. Effluent disinfection is not always affordable especially in developing countries but some regulation tools and irrigation systems can help controlling microbial hazards: Seasonal storage of reclaimed wastewater (RWW) is a means of upgrading its microbiological quality and

the use of micro-irrigation techniques allows to avoid the outspread of microbial pollutants in the environment. This work aims to:

1. Verify the feasibility of RWW reuse for irrigation after a seasonal storage.
2. Assess the role of micro-irrigation techniques in improving health quality of products from lands irrigated with secondary effluent.

Results of trials conducted on an experimental field station shown that:

- Irrigation of *Capsicum annum*, *Cucumis sativus* and *Daucus carota* with RWW from storage basin (150 days retention time) led to an increase in yield (21-35%). On the bacteriological level, products were as safe as the controls.
- Furrow irrigation of *Solanum melongena* with secondary effluent conducted to a significant increase of bacterial contamination of fruits. When the same effluent was applied to the soil by a micro-irrigation system the health quality of the fruits was the same as that of controls.

1. Introduction

Le recours aux effluents urbains traités pour satisfaire les besoins en eau du secteur agricole est une alternative de plus en plus adoptée dans les pays qui souffrent d'un déficit hydrique. Cependant, les risques de propagation de maladies suite à la contamination microbienne des produits récoltés constituent l'une des principales contraintes. Pour éviter les risques sanitaires liés à la réutilisation agricole des effluents, plusieurs pays ont adoptés des normes microbiologiques strictes que seuls les traitements tertiaires de désinfections permettent d'atteindre. C'est le cas des USA (EPA, 1992), de l'Italie (Kamizoulis et al., 2003), de Chypre (Fatta et al., 2005) et d'Israël (Angelakis et al., 1999). Dans d'autres pays, la protection sanitaire est assurée essentiellement grâce à la restriction des cultures. C'est le cas de la Tunisie où l'irrigation des légumes à partir des effluents traités est prohibée même lorsque les produits ne sont pas consommés crus ; c'est aussi le cas de l'Egypte, de la Jordanie et du Koweït (Bazza, 2003).

Du fait de leur coût élevé, les traitements tertiaires de désinfection sont généralement peu envisageables dans les pays en développement. Quant à la restriction des cultures, elle entraîne la démotivation des exploitants agricoles car seules les cultures à faible valeur ajoutée sont généralement autorisées. Des alternatives à la désinfection des effluents et à la restriction des cultures doivent être trouvées pour les pays en développement. Des travaux de recherche réalisés dans différents pays ont démontré que le stockage des eaux usées en bassin exerce un effet épuratoire sur la charge microbienne de ces eaux. Il peut fournir, à partir d'effluents secondaires des eaux dont la qualité est conforme aux recommandations de l'OMS (WHO, 1989) pour l'irrigation non restrictive (Alcalde et al., 2003 ; Trad-Raïs et Xanthoulis, 1999 ; Juanico, 1995 ; Mara et al., 1995). Sous certaines conditions, l'efficacité du stockage dans l'élimination des polluants microbiens peut être comparable à celle d'un traitement tertiaire (Indelicato et al., 1998).

Par ailleurs, la technique d'irrigation joue un rôle certain dans la dissémination des micro-organismes véhiculés par les eaux usées (Trad-Raïs et Xanthoulis, 2002 ; Oron et al., 2000). Il est admis que l'introduction des techniques modernes d'irrigation permet de diminuer le risque sanitaire pour les fermiers (Bazza, 2003) et les systèmes d'irrigation sont dorénavant pris en considération dans la définition des normes de qualité microbiologique des eaux usées utilisées en irrigation (WHO, 2006).

Cet article présente les résultats de travaux réalisés sur une station de recherche située au nord-est de la Tunisie et dont l'objectif consiste à vérifier expérimentalement la possibilité de réutilisation agricole, sans risques, des eaux usées traitées après leur stockage saisonnier en bassin et à évaluer le rôle des techniques de micro-irrigation dans la préservation de la qualité microbiologique des produits irrigués par des effluents secondaires.

2. Matériels et méthodes

a. Expérimentations au champ

Les essais ont été réalisés sur des parcelles de terrain caractérisées par un sol de type sableux contenant 3,9 % d'argile, 1 % de limon et 95,1 % de sable. Ces essais ont été menés au cours de deux campagnes d'irrigation différentes (campagne 1 et campagne 2).

i. Essais d'irrigation par les effluents stockés (campagne-1)

Ils ont été réalisés sur des cultures de piment (*Capsicum annum*), de concombre (*Cucumis sativus*) et de carotte (*Daucus carota*). Chaque culture a été installée sur six parcelles élémentaires d'une superficie de 84 m^2 chacune. Trois de ces parcelles ont été irriguées par les eaux de la nappe phréatique alors que les trois autres ont été irriguées par des effluents secondaires ayant subi un stockage dans un bassin ayant une capacité de 375 m^3 et une profondeur de 4 mètres. Ces effluents proviennent d'une station de traitement par boues activées située à 7 Km de la ferme expérimentale. Le temps de séjour des eaux usées dans le bassin est de 150 jours. Les irrigations ont été pratiquées selon la méthode traditionnelle de surface.

ii. Essais d'irrigation par les effluents secondaires selon différentes techniques (campgne-2)

Ces essais ont été menés sur une culture d'aubergine (*Solanum melongena*) installée sur deux parcelles de terrains A et B couvrant respectivement 420 et 1680 m^2. Chacune des deux parcelles a été divisée en deux. La première moitié a été irriguée par les eaux de puits, alors que la seconde a reçu des irrigations par des effluents secondaires provenant directement de la station de traitement. L'irrigation à la raie a été pratiquée sur la parcelle A. Sur la parcelle B, trois modes d'irrigation ont été testés. Il s'agit de :

- Micro-asperseurs (MA) espacés de 3 mètres avec un débit unitaire de 80l/h et une portée de 2,5 m sous une pression de 1 bar,
- Goutteurs intégrés espacés de 40 cm avec un débit de 4 l/h sous une pression de 1 bar ; les rampes étant enterrées dans le sol à 10 cm de profondeur (GE),
- Goutteurs intégrés ayant les mêmes caractéristiques que précédemment mais les rampes ont été installées à la surface du sol (GNE).

Les deux blocs irrigués aux effluents secondaires (ES) et aux eaux de nappe (EN) ont été équipés de la même façon en matériel d'irrigation.

b. Echantillonnages et analyses

À chaque irrigation, des échantillons d'eau ont été prélevés et analysés. Les paramètres déterminés sont le pH, la conductivité électrique ainsi que les teneurs en coliformes, *Escherichia coli* et streptocoques fécaux.

Les échantillons de cultures ont été prélevés au stade de la maturation des fruits. La préparation des échantillons pour l'analyse microbiologique a été réalisée conformément à la norme internationale (ISO 6887). Les dénombrements bactériens ont été effectués selon la technique du nombre ~~le~~ plus probable en milieux de culture liquides (NF 90-411 et 90-413).

3. Résultats et discussion

a. Caractéristiques des eaux d'irrigation

Le tableau 1 présente les principales caractéristiques des eaux utilisées en irrigation au cours des différents essais. On constate que le pH et la CE des eaux de la nappe phréatique n'a pas beaucoup changé entre les deux campagnes. Les effluents traités (stockés ou non) présentent un pH et une conductivité électrique moyenne inférieurs aux limites supérieures fixées par la norme tunisienne relative à l'utilisation des eaux usées traitées à des fins agricoles (NT 106.03, 1989).

Tableau 1 : Principales caractéristiques des eaux d'irrigation

	Eaux	N	pH	CE	Coliformes*	*E. coli**	SF*
Campagne- 1	EN	21	7,6	3,5	66	50	101
	ES-St	21	8,2	3,4	80	52	83
Campagne- 2	EN	14	7,5	3,6	520	430	610
	ES	14	7,9	3,7	7×10^5	$6,8 \times 10^5$	$1,4 \times 10^6$
Norme tunisienne			6,5-8,5	7	-	-	-

EN : Eaux de la nappe phréatique ; ES-St : Effluents secondaires ayant subi un stockage en bassin ; ES : Effluents secondaires provenant de la station d'épuration ; N : Nombre d'échantillons ; CE : Conductivité électrique (mS/cm, 25°C) ; SF : Streptocoques fécaux ; * : NPP/100ml.

Quant à la qualité bactériologique, les EN sont un peu plus chargées au cours de la campagne-2 mais, l'augmentation par rapport à la campagne-1 est de même ordre de grandeur que l'imprécision des dénombrements bactériens. Les ES-St véhiculent une faible charge bactérienne ; la concentration des micro-organismes recherchés est de même ordre de grandeur que dans les eaux témoins. Les ES qui ont été utilisés durant la campagne-2 présentent un niveau de contamination bactérienne relativement élevé ; selon les recommandations de l'OMS (WHO, 1989) ces eaux ne doivent pas être utilisées pour l'irrigation non restrictive des cultures.

b. Impact des irrigations à partir des effluents secondaires ayant subi un stockage saisonnier en bassin

i. Effet sur les rendements des cultures

Les rendements obtenus en fonction de la nature des eaux utilisées en irrigation sont indiqués dans le tableau 2. Pour les trois cultures étudiées, l'irrigation par les eaux usées traitées a entraîné une augmentation des rendements par rapport aux parcelles irriguées par les eaux de la nappe phréatique. Cette augmentation est de 20,8% dans le cas du piment ; pour le concombre et la carotte elle a atteint respectivement 34,9% et 31,6%. Ces résultats confirment l'effet bénéfique des irrigations aux eaux usées sur la production agricole (Mojtahid et al., 2001 ; El-Fadl et al., 1998 ; El Hamouri et al., 1995) et prouvent que la valeur fertilisante des eaux usées s'est conservée après le stockage saisonnier.

Tableau 2 : Rendement des trois cultures testées (T/ha)

Origine des eaux d'irrigation	*Capsicum annum*	*Cucumus sativus*	*Daucus carota*
Eaux de la nappe phréatique	7,73	7,30	2,69
Effluent secondaire + stockage saisonnier	9,34	9,85	3,54

ii. *Effet sur la qualité bactériologique des produits récoltés*

Le tableau 3 présente les résultats des dénombrements bactériens réalisés sur les trois produits à la récolte. Dans le cas du concombre, quelque soit le micro-organisme considéré, le nombre de bactéries par gramme de produit frais est de même ordre de grandeur sur les fruits des parcelles irriguées par les effluents stockés que sur les fruits des parcelles témoins. On remarque aussi que le nombre moyen d'*E. coli* (EC) est inférieur au nombre de coliformes totaux (CT) et de streptocoques fécaux (SF) quelque soit l'origine des échantillons. Cela pourrait s'expliquer par le fait que certains coliformes sont des hôtes habituels des sols et des eaux ; de même il existe une variété de *Streptococcus faecalis* qui est très répandue dans le milieu naturel. La contamination des fruits de concombre par ces germes est favorisée par le fait qu'ils se développent à la surface du sol. Les *E. coli* qui ont une origine exclusivement fécale sont moins nombreux sur les fruits. Comme le prélèvement pour l'analyse a été réalisé dans la partie superficielle en contact avec le sol et considérant que l'intérieur du fruit est normalement stérile, le nombre de bactéries véhiculées dans un gramme de produit serait en réalité plus faible que les résultats indiqués au tableau 3.

Tableau 3 : Nombre des indicateurs bactériens sur les produits récoltés

Produits	Origine des eaux d'irrigation	N	NPP/gramme		
			CT	EC	SF
Cucumis sativus	EN	22	149	114	244
	ES-St	22	153	80	359
Capsicum annum	EN	31	1	1	10
	ES-St	31	3	1	23
Daucus carota	EN	8	2	1	0
	ES-St	8	11	2	0

EN : Eaux de la nappe phréatique ; ES-St : Effluents secondaires après stockage saisonnier ; N : Nombre d'échantillons analysés ; NPP : Nombre le plus probable ; CT : Coliformes totaux ; EC : *Escherichia coli* ; SF : Streptocoques fécaux.

Les fruits de piment ont présenté une bonne qualité bactériologique indépendamment de l'origine des eaux utilisées pour l'irrigation des parcelles expérimentales. En effet, le nombre moyen de coliformes et d'*E. coli* n'a pas dépassé 5 bactéries par gramme ; celui des SF qui sont capables de persister longtemps dans le milieu naturel a atteint respectivement 10 et 23 bactéries par gramme sur les fruits des parcelles témoins et sur ceux de la parcelle irriguée par les ES-St. Les trois bactéries recherchées sont moins nombreuses sur les piments que sur les fruits de concombre. Ce résultat peut s'expliquer par les caractéristiques morphologiques des espèces végétales et des produits récoltés ; il confirme celui d'autres travaux qui ont mis en évidence l'effet de la morphologie de la plante sur la qualité hygiénique du produit récolté (El Hamouri et al., 1995 ; Trad-Raïs, 1991).

Les données du tableau 3 montrent que le niveau de contamination bactérienne des carottes est faible quelque soit l'origine des eaux utilisées en irrigation. Le nombre des bactéries recherchées, à l'exception des CT, est inférieur à trois par gramme aussi bien sur les carottes provenant des parcelles témoins que sur les carottes des parcelles irriguées aux ES-St. Cela pourrait s'expliquer par la faible concentration des indicateurs fécaux dans les eaux usées après un stockage saisonnier. Les résultats relatifs à la carotte rappellent ceux d'autres travaux réalisés au Maroc

(Benchokroun et al., 1998) et selon lesquels des navets cultivés sur des sols irrigués par des eaux usées brutes ou par des eaux usées traitées ont présenté une très faible contamination par les germes fécaux ; leur qualité bactériologique était similaire à celle des navets cultivés sur les sols témoins irrigués par les eaux de puits.

iii. Effet de la technique d'irrigation sur la qualité bactériologique du produit

Les résultats obtenus montrent (Tableau 4) que sur les fruits provenant des parcelles irriguées à la raie par des eaux de puits, le nombre de bactéries est faible. Par contre, les fruits des parcelles ayant reçu des irrigations aux effluents secondaires (ES) véhiculent une charge bactérienne relativement importante : Deux des micro-organismes recherchés (*E. coli* et SF) sont significativement plus nombreux sur ces fruits par rapport aux témoins.

Tableau 4 : Contamination bactérienne des aubergines en cas d'irrigation à la raie

Eaux d'irrigation	N	NPP/gramme		
		CT	*E. coli*	SF
Eaux de puits	15	87	98,6	$1,1.10^2$
Effluents secondaires	15	$8,2.10^2$	$9,3.10^3$	$1,1.10^4$

N : Nombre d'échantillons analysés ; NPP : Nombre le plus probable ; CT : Coliformes totaux ; SF : Streptocoques fécaux.

Ce résultat rejoint celui des travaux précédemment réalisés sur d'autres cultures et qui ont démontré la possibilité d'un impact négatif de l'irrigation de surface par les ES sur la qualité bactériologique des produits (Trad-Raïs, 1991 ; Trad-Raïs et al., 2003).

Le tableau 5 présente les résultats obtenus à partir des parcelles où des techniques de micro-irrigation ont été utilisées. On constate que les différents échantillons présentent sensiblement un même niveau de contamination bactérienne quelque soit l'origine des eaux d'irrigation. Il en ressort que l'utilisation des systèmes de micro-irrigation pour appliquer les effluents secondaires aux sols agricoles permet de récolter des fruits de même qualité bactériologique que les fruits produits sur les parcelles témoins irriguées par des eaux d'origine conventionnelle. Ce résultat confirme celui des travaux précédemment réalisés sur d'autres espèces végétales (Trad-Raïs et Xanthoulis, 2002 ; Trad-Raïs et al., 2003).

En cas d'irrigation par micro-aspersion (MA), les différentes bactéries recherchées sont plus nombreuses sur les fruits des parcelles irriguées aux ES par rapport aux fruits des parcelles témoins mais, la différence n'est pas statistiquement significative. Lorsqu'on compare les résultats obtenus avec les ES distribuées selon différents systèmes d'irrigation on remarque que la MA, bien qu'elle favorise le contact entre la plante et l'effluent n'engendre pas une contamination excessive des fruits : Les indicateurs fécaux ne sont pas plus nombreux sur les fruits dans le cas de la MA par rapport aux fruits des parcelles irriguées par un système de goutte à goutte enterré.

Tableau 5 : Contamination bactérienne des fruits d'aubergine en cas de micro-irrigation

Eaux d'irrigation	Technique d'irrigation	Nombre d'échantillons	NPP/gramme		
			CT	*E. coli*	SF
Eaux de puits	GE	16	40,1	35	71,4
	GNE	16	14,8	15,4	29,4
	MA	10	69,9	50,9	135,5

Effluents secondaires	GE	16	178,2	182,7	326,9
	GNE	16	84,5	76,7	333,9
	MA	12	237,3	141,3	186,6

NPP : Nombre le plus probable ; CT : Coliformes totaux ; SF : Streptocoques fécaux ; GE : Goutteurs enterrés ; GNE : Goutteurs non enterrés ; MA : Micro-aspersion.

Ce résultat pourrait s'expliquer par le fait que la MA entraîne une plus grande exposition des germes aux UV solaires au moment de la distribution de l'eau. Toutefois, l'application des eaux usées par MA est déconseillée sur ce site en raison des effets négatifs constatés sur certaines cultures (Trad-Raïs et Xanthoulis, 2002 ; Trad-Raïs et al., 2003) et attribués à la salinité des eaux d'irrigation.

4. Conclusions

Les résultats des analyses réalisées sur les eaux d'irrigation démontrent qu'après un stockage saisonnier d'une durée de 150 jours, les effluents secondaires présentent une qualité bactériologique de même niveau que les eaux de la nappe phréatique utilisées comme eaux témoins sur ce site expérimental. Les effluents secondaires qui n'ont pas été stockés véhiculent une charge microbienne importante par rapport aux eaux d'origine conventionnelles. Quant à la qualité hygiénique des produits récoltés, aucune contamination bactérienne significative n'a été mise en évidence sur les produits des parcelles irriguées par les effluents stockés par rapport aux produits des parcelles irriguées par les eaux de puits. Par contre, l'irrigation de surface par des effluents secondaires n'ayant pas subi de stockage préalable en bassin a entraîné une contamination bactérienne significative des fruits d'aubergines. L'application de ces mêmes effluents aux sols selon une technique de micro-irrigation a permis de récolter des fruits de même qualité bactériologique que les fruits des parcelles témoins irriguées par des eaux de puits.

Ainsi, le stockage saisonnier des effluents traités et l'emploi des techniques de micro-irrigation peuvent contribuer sensiblement à la maîtrise des risques sanitaires et environnementaux liés à la réutilisation des effluents secondaires pour l'irrigation des cultures en plus de leurs rôles respectifs dans la régulation et l'économie d'eau.

Références bibliographiques et électroniques

Alcalde L., Oron G., Gillerman L., Salgot M. and ManorY. (2003) – Remouval of fecal coliforms, somatic coliphages and F-specific bacteriophages in a stabilization pond and reservoir system in arid regions. *Water Sci. Technol. Water Supply*, Vol 3 N°4 pp 177-184.

Angelakis A.N., Marecos Do Monte M.H.F., Bontoux L. and Asano T. (1999) – The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin : Need for guidelines. *Wat. Res.* Vol. 33. N° 10, pp. 2201-2217.

Bazza M.(2003) – Wastewater recycling and reuse in the Near East Region : Experience and issues. *Water Sci. Technol. Water Supply*, Vol 3 N°4 pp 33-50

Benchokroun T., Nebri B. et El Hamouri B. (1998) – Principaux résultats du projet expérimental de réutilisation des eaux usées de Ourzazate (Maroc). Proceedings of the International Workshop on Sewage Treatment and Reuse for small communities : Mediterranean and European Experiences, pp 191-202.

El Hamouri B., Handouf A., Mekrane M., Khana A., Khallayoune Kh., Touzani M. And Benchakroun T, (1995) - Wastewater reuse for irrigation in Morocco- Effect on the yield, the

bacteriological and the parasitological qualities of the crop . Second International Symposium on Wastewater Reclamation and Reuse. Iraklio, Crete, Greece, October 17-20, 1995. Vol.2, p. 725-733.

El-Fadl A., Moulid A., Maslouhi M., et Bahalloul A. (1998) – Utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation des cultures de tomate et pomme de terre. Proceedings of the International Workshop on Sewage Treatment and Reuse for small communities : Mediterranean and European Experiences, pp 169-182.

Environmental Protection Agency (1992) – Guidelines for Water Reuse. Report N° EPA/625/R-92/004.

Fatta D., Moustakas K ., Loizidou M . Mountadar M. and Essobhei O. (2005) – Wastewater treatment technologies and effluent standards applied in the Med countries for reuse in agriculture. Second Mediterranean Conference on Water Resources in Mediterranean Basin, WATMED 2 – Marrakech 14-17 Novembre 2005.

Indelicato S., Barbagallo S., Cirelli G.L. & Zimbone S.M. (1998) – Irrigation with municipal wastewater in Sicily. Proceedings of the International Workshop on Sewage Treatment and Reuse for small communities : Mediterranean and European Experiences, pp 247-259.

Juanico M., (1995) - The performance of batch stabilization reservoirs for wastewater treatment in Israel. Second International Symposium on Wastewater Reclamation and reuse. Iraklio, Crete, Greece. October 17-20, 1995. Symposium reprint book 1.pp 245-255.

Kamizoulis G., Bahri A., Brissaud F. and Angelakis A.N. (2003) – Wastewater recycling and reuse practices in Mediterranean region : recommanded Guidelines. http://www.med-reunet.com/docs_upload/med_recom_guidelines.pdf.

Mara D.D., Pearson H.W., Oragui J.I. And Cawley L. (1995) - Sequential batch-fed effluent storage reservoirs: Microbiological and physicochemical performance for unrestricted crop irrigation. Second International Symposium on Wastewater Reclamation and reuse. Iraklio, Crete, Greece. October 17-20, 1995. Symposium reprint book 1.pp 207-210.

Mojtahid A., Lamiri M., Choukr-Allah, Hamdy A., El Omari H. (2001) – Best management practices for reducing nitrogen pollution under irrigated sweet pepper with treated wastewater. ICID International Workshop on Wastewater Reuse Management , 19-20 September 2001, Seoul, Rep. Korea, pp 55-62.

N.I.- ISO 6887: Norme Internationale ISO 6887- 1983. Microbiologie - Directives générales pour la préparation des dilutions en vue de l'examen microbiologique

NF T 90-411: Norme française. -Recherche et dénombrement des streptocoques du groupe D. Méthode générale par ensemencement milieu liquide (NPP). Octobre 1989.

NF T 90-413: Norme française. -Recherche et dénombrement des coliformes thermotolérants. Méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP). Octobre 1985.

Norme Tunisienne 106.03, 1989 - Protection de l'environnement - Utilisation des eaux usées traitées à des fins agricoles – spécifications physico-chimiques et biologiques, NT 106.03.

Oron, G., R. Armon, R. Mandelbaum, Y. Manor, C. Campos, L. Gillerman, M. Salgot, C. Gerba, I. Klein and C. Enriquez. (2000). Secondary wastewater disposal for crop irrigation with minimal

risks. 1st World Water Congress of the International Water Association (IWA), Paris, 3-7 Juillet 2000, Conference Preprint Book 8, 315-322.

Trad-Raïs, M. (1991). Contamination bactérienne des fourrages irrigués avec les eaux usées traitées, Ann. INRAT, Vol. 64, Fasc.12, 16 p.

Trad-Raïs, M. et D. Xanthoulis. (1999). Amélioration de la qualité bactériologique des effluents secondaires par stockage en bassin. Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement. 1999, Vol.3, n°3 , 129-192.

Trad-Raïs, M. and D. Xanthoulis. (2002). Bacterial contamination of a soil-plant system under three irrigation techniques functioning with reclaimed wastewater. IWA Regional Symposium on Water recycling in Mediterranean Region. Iraklio, Greece, 26-29 September 2002. Preprint Book 2, 165-169.

Trad-Raïs, M., F. Chénini et D. Xanthoulis. (2003). Contamination bactérienne résiduelle des cultures irriguées par des effluents de qualité différentes et selon différents systèmes d'irrigation. Séminaire International "Réutilisation des eaux usées traitées et des sous produits de l'épuration : Optimisation, Valorisation et Durabilité"; Tunis 24-25 septembre 2003;

http://epuvaleau.fsagx.ac.be/Texte/Trad%20Contamination.pdf

WHO, (1989). Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical report series 778. World Health organization, Geneva 1989.

WHO, (2006)- Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, V.2, Wastewater use in agriculture.

http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gsuweg2/en/index.html

LA VALORISATION DES EFFLUENTS LIQUIDES DE L'INDUSTRIE DE LA TRANSFORMATION DES OLIVES COMME FERTILISANT AGRICOLE

Béchir BEN ROUINA, Kamel GARGOURI, Mounir ABICHOU, Mohamed AYADI, Ali RHOUMA, Saïd JILANI, Abderrazak Ouled AMOR, Nabil SOUA et Anouar JRIBI

Institut de l'Olivier BP 1087, 3000 Sfax, Tunisie
Tél : + 216 74 241 240 ; Fax : +216 74 241 033
benrouina@gmail.com; rouina.bechir@iresa.agrinet.tn

Résumé

Riche en eau, en substances organiques et minérales, la margine ou effluent liquide de l'industrie de la transformation des olives représente une source fertilisante certaine. Son utilisation comme fertilisant liquide des terres agricoles apporte au sol, par mètre cube, 75 à 107 kg de matière organique et 12 à 23 kg de matière minérale, constituée essentiellement de potassium (4,32 à 9,8 kg / m^3). Outre ces éléments, elle contient des quantités plus ou moins importantes de polyphénols (4,62 à 6,5 kg) et se caractérise par un pH acide (4,5 à 5,5) et une conductivité électrique élevée (12,5 à 18,6 dS m^{-1}). A l'état frais, l'épandage des margines dans l'oliveraie aux doses de 50, 100 et 200 m^3/ha enrichit le sol en éléments fertilisants. Dès la première application, le taux de matière organique a nettement évolué en comparaison au sol témoin sans margine. A la quatrième année, ces taux sont de 0,34 %, 0,51 % et 0,65 % pour les doses respectives de 50, 100 et 200 m^3 / ha. Par ailleurs, une activité intense de minéralisation de la matière organique sous l'effet de la microflore du sol dont le nombre est observée. De 2,6. 10^6 unités formant des colonies (ufc) par gramme de sol chez le témoin, ces valeurs ont dépassé 35. 10^6 et 75. 10^6 ufc avec les doses respectives de 100 et 200 m^3/ha.

Mots clés : olivier, margine, fertilisant, sol, microbiologie, polyphénols.

1. Introduction

La margine est une eau résiduaire de l'industrie agroalimentaire. Elle découle de d'extraction de l'huile d'olives dans les huileries. La quantité et la qualité de ce produit varient avec le procédé de trituration. Avec les procédés classiques d'extraction, la transformation d'une tonne d'olives génère 450 litres de margines, tandis qu'avec le système continu à 3 phases, cette production varie entre 800 et 1200 litres. Ainsi avec une production annuelle moyenne d'olives de 850000 T durant la période 1990 – 2006, la production tunisienne des margines est estimée à environ 600.000 tonnes par an, dont 40 % proviennent du système à pression et 60 % du système continu.

Conformément à la norme tunisienne NT 106-02, la forte charge des margines en matière organique, interdit leur évacuation dans les stations d'assainissement urbaines en tant qu'eau usée. De même, leur déversement non contrôlé dans la nature peut présenter des risques potentiels de pollution de l'environnement. Actuellement, ces effluents bruts sont déposés dans des bassins de stockage et de séchage à ciel ouvert. Sous l'effet du rayonnement solaire, les margines liquides se transforment en une boue solide. Cependant, elle cause des effets néfastes pour l'environnement tel que l'infiltration, le dégagement d'odeurs nauséabondes et l'enlaidissement de la nature. D'où la nécessite de trouver des solutions appropriées et durables pour le problème posé par cet effluent. Ces solutions peuvent résulter de la valorisation des margines ou de certaines de leurs composantes.

Ainsi, de nombreuses recherches sont développées dans différents pays producteurs. Elles ont pour objectifs d'éliminer les risques de pollution dans une première phase et de valoriser cet effluent en deuxième lieu. Ces recherches ont emprunté deux principales voies :

- L'utilisation de ce produit comme fertilisant en agriculture (Fiestas de Ursinos 1981 ; Morisot et Tournier, 1986 ; Levi Menzi et *al.* 1992; Bricoli Bati et Lombardo, 1990 ; Garcia Ortiz et *al.* 1995 ; 1999 ; 1999 ; De Montpezat et Denis, 1999 ; Abid et *al.* 2003 ; Mekki et *al.* 2005 ; Ben Rouina et *al.* 2005 ; 2007).
- La production de bio-gaz et de produits d'intérêts spéciaux par l'extraction d'antioxydants, d'enzymes pectinolytiques, de protéines et la production d'organismes unicellulaires (Balice et *al.* 1985 ; Carrieri et *al.* 1985 ; Salvemini, 1985 ; Hamdi 1991 ; Sayadi et Ellouz 1993, 1995 ; Hamdi et *al.* 1991).

Depuis quelques années, un vaste programme de recherche dans le cadre d'un projet international regroupant la Tunisie, l'Algérie, le Maroc et la Syrie (Projet CFC/IOOC/04) sur les qualités fertilisantes des margines dans les oliveraies est développé. Il a pour objectif de répondre à de nombreuses interrogations :

- Epandues sur les terres agricoles les margines sont elles toxiques ?
- Quel est l'effet des margines sur la fertilité du sol ?
- Les polyphénols contenus dans les margines agissent-ils négativement sur la faune et la flore du sol ?

2. Matériels et méthodes

Afin d'étudier les effets de l'épandage direct des margines sur le sol et la plante 3 parcelles ont été installées dans différents sites expérimentaux. Dans cette présentation, nous nous limitons au site de Taous (30 Km au Nord-Ouest de Sfax ; *** E) où les recherches ont démarré en 2003/2004. Quatre traitements sont appliqués avec un épandage annuel des margines fraîches durant la période du repos hivernal de végétation :

- Témoin (T) : sans épandage de margine,
- Dose 1 (D1) : épandage de 50 m^3 de margine par hectare
- Dose 2 (D2) : épandage de 100 m^3 de margine par hectare
- Dose 3 (D3) : épandage de 200 m^3 de margine par hectare.

Les parcelles traitées à différentes doses sont d'une surface de 1 hectare chacune, comportant 17 oliviers âgés d'environ 80 ans, plantés aux densités carrées de 24 x 24 mètres. Pour suivre et évaluer l'impact de l'épandage des margines sur les caractéristiques physico chimiques et microbiologiques du sol, ces parcelles font l'objet des contrôles réguliers suivants :

- La détermination de la composition chimique des margines sur des échantillons prélevés durant l'épandage et stockés au réfrigérateur à 5 °C.
- L'analyse des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du sol sur une profondeur dépassant 1 mètre pour les différents traitements. les analyses sont réalisées juste avant le démarrage de l'épandage et 3 mois après son application. Ces analyses intéressent : la matière organique, le pH, la conductivité électrique, l'azote, le phosphore, le potassium, le calcium, le sodium, le magnésium, les polyphénols et la microbiologie du sol.

3. Résultats

a. Caractérisation du sol avant épandage des margines

La parcelle expérimentale se caractérise par un sol sableux en surface et sablo limoneux en profondeur. Il présente des teneurs relativement élevées en calcaire actif et très faibles en gypse. C'est un sol de type iso humique, bien filtrant avec une faculté notoire de lessivage (Tableau I). Il est très pauvre en matière organique (MO < 0,3 %). Son pH est franchement basique (entre 8 et 8,5) et sa conductivité électrique est très faible (0,3 dS/m).

b. Caractéristiques chimiques des margines utilisées

Les margines utilisées contiennent des quantités appréciables d'éléments organiques et minéraux. Toutefois, par rapport à l'ordinaire, l'effluent utilisé dans notre étude au cours de l'année 2006/2007 est fortement dilué (95,4 % d'eau) et son extrait sec à 105 °C ne titre que 44,6 g/L, composé essentiellement de substances organiques (32,5 g/L) et minérales (12,1 g/L). La fraction organique se compose de sucres (15 g /L), de protéines (12 g/L), de matières grasses (3,2 g/L) et de phénols (1 g/L). Cette richesse en matières organiques explique les demandes chimiques et biologiques en oxygène relativement élevées (DCO = 64 g/L et DBO_5 = 35 g/L). La matière minérale se compose essentiellement de potassium (7,5 g/l), de sodium (1,31 g/l), d'azote (0,74 g/l), de calcium (0,71 g/l), de magnésium (0,65 g/l), de chlorures (0,56 g/l) et de phosphates (0,40 g/l). De plus, la margine a une conductivité électrique élevée (12,4 mS/cm à 25 °C) et un pH acide (5,5).

Tableau 1 : Composition chimique extrême des margines utilisées au site de Taous durant les 4 campagnes d'étude.

Paramètre	Valeurs	
	Minimum	Maximum
pH	4,17	5,5
CE (mS/cm)	12,38	18,6
Teneur en eau	95,4	87,9
Matière sèche (g/L)	44,6	122
DCO (g/L)	63,79	105
DBO_5 (g/L)	34,90	55
Matière organique (g/L)	32,55	107
Matière grasse (g/L)	3,18	4,5
Sucres (g/L)	14,63	15,3
Protéines (g/L)	11,96	-
Composés phénoliques (g/L)	0,99	5,8
Azote total (g/L)	0,44	1,4
Carbone (g/L)	1,27	3,74
C/N	2,9	2,7
Matières minérales (g/L)	12,05	23,7
Phosphore (g/L)	0,08	0,32
Potassium (g/L)	4,37	7,5
Sodium (g/L)	1,15	1,31
Calcium	0,71	2,3
Magnésium (g/L)	0, 65	1,05
Chlorures (g/L)	0, 56	1,25

c. Effet de l'épandage des margines sur la fertilité du sol

Tenant compte de la richesse relative des margines en éléments organiques et minéraux, il semble évident que l'épandage de cet effluent sur le sol aura un effet sur la fertilité de ce dernier. Selon la dose appliquée, la margine peut apporter au sol, en moyenne, entre 6 et 24 T / ha / an de matière organique, 37 à 140 Kg d'azote, 16 à 64 Kg de phosphore et 75 à 1100 Kg de potassium/an/ha. Les résultats obtenus concernant ces paramètres sont rapportés dans le tableau II.

Tableau 2 : Résidus secs, matière organique, minéraux totaux et NPK apportés par la margine en fonction de la dose appliquée au sol (en kg par hectare).

Doses	Résidu sec 105°C (kg)	Matières organiques (kg)	Matières minérales (kg)	N (kg)	P (kg)	K (kg)
50 m^3	6 035	5 350	685	37	16	275
100 m^3	12 070	10 700	1370	74	32	550
200 m^3	24 140	21 400	2740	148	64	1 100

i. Effet sur le pH

Suite à l'usage des margines, aucun effet notable sur le pH du sol n'a été observé (tableau III). En effet, malgré son pH acide (5,5), l'épandage répétitif de ce résidu agroalimentaire laisse inchangé celui du sol. Ceci pourrait découler du pouvoir tampon élevé du sol et de l'ammonification intense par la microflore résultant d'une augmentation notable des teneurs en matière organique en présence de conditions climatiques favorables (humidité et températures du sol).

Tableau 3 : Composition chimique du sol (horizon de surface) dans le site Taous suite à 4 années consécutives d'épandage des margines (avril 2007).

Elément	Témoin	50 m3 / ha	100 m3 / ha	200 m3 / ha
pH	7,94	7,93	7,88	7,25
C. E.	0,30	0,42	0,89	4,43
MO (%)	0,18	0,34	0,51	0,65
N_{total} (ppm)	263	417	434	627
P (ppm)	26	31	32	48
K (ppm)	67	155	860	1280
Mg (ppm)	252	145	164	323
Na (ppm)	28	87	120	172
Cl (ppm)	4,0	70	80	154

ii. ***Effet sur la conductivité électrique***

En dépit du contenu relativement élevé de la margine en éléments minéraux (12,1 g / litre), la forte perméabilité des sols sableux et le lessivage important qui en découle semblent empêcher les valeurs de la conductivité électrique d'augmenter d'une manière alarmante (tableau III). Même avec la dose la plus élevée (200 m^3/ha), la valeur de la conductivité électrique initialement de 0,3 mS/cm, n'atteint qu'une valeur de 4,4 mS/cm (après 4 épandages successifs) et reste de ce fait acceptable. Ceci s'explique par le lessivage qui a drainé les sels en profondeur et par la consommation d'une partie des éléments minéraux apportés par les plantes et la faune du sol. De ce fait, une partie des minéraux est exportée et une autre partie est transformée en matière organique.

iii. Effet sur le taux de matière organique

Relativement riche en substances organiques (en moyenne 105 kg/m^3), la margine apportée améliore d'une façon rapide le contenu du sol en cette matière. En effet, après le premier épandage, le taux de matière organique initialement très faible, se trouve au moins triplé pour les différentes doses de margines. Ses valeurs sont passées de 0,10 à 0,28 % avec la dose de 50 m^3, de 0,10 à 0,31 % à la dose de 100 m^3 et de 0,05 à 0,56 % avec la dose de 200 m^3. Après quatre épandages successifs, ces taux deviennent : 0,34 %, 0,51 % et 0,65 % pour les doses de 50, 100 et 200 m^3 respectivement (0,18 % dans le sol de la parcelle témoin). Cet enrichissement notable du sol en composés organiques induit des améliorations de la fertilité et de la capacité de rétention de l'eau du sol, de l'activité des micro-organismes et par voie de conséquence de la croissance et de la fructification des arbres. Le taux de matière organique augmente avec la dose appliquée, mais pas d'une manière proportionnelle. Ceci peut découler de la cinétique de minéralisation de la matière organique accélérée par l'importance des micro-organismes dans les parcelles traitées (nombre et qualité).

iv. Effet sur les teneurs en azote total

Après 4 épandages annuels successifs de quantités allant de 50 à 200 m^3/ha de margines, les teneurs du sol en cet élément n'ont pas augmenté de manière significative.

Avec des valeurs initiales oscillant entre 155 et 260 ppm d'azote total dans les 4 parcelles, ces teneurs passent au bout de 4 années à 417 ppm à la dose de 50 m^3, 434 ppm à la dose de 100 m^3 et 627 ppm avec celle de 200 m^3. Par conséquent, il apparaît que l'apport soutenu de margines a modifié d'une manière appréciable la teneur du sol en azote total qui découle d'un contenu relativement élevé en cet élément (148 kg / ha / an pour la dose la plus élevée). Cependant, comme pour la matière organique, cette augmentation n'est pas proportionnelle à la dose appliquée et peut s'expliquer par la grande mobilité de l'azote et par les exportations élevées de cet élément par l'olivier.

v. Effet sur les teneurs en phosphore assimilable

Les taux initiaux de phosphore assimilable dans le sol évoluent entre 26 et 35 ppm dans les quatre parcelles. Après 4 épandages, les valeurs sont sensiblement identiques dans toutes les parcelles et sont comparables à la situation de départ sauf pour la dose la plus élevée où ce taux a presque doublé (48 ppm). Ceci est dû à l'immobilisation de cet élément par le calcaire et à l'assimilation du phosphore par les plantes et les microorganismes du sol qui le transforment en phosphore organique.

vi. Effet sur les teneurs en potassium assimilable

Eu égard au contenu élevé des margines en potassium (7,5 kg / m^3, soit un apport de 1500 kg / ha / an avec la dose de 200 m^3), la teneur assimilable de cet élément dans le sol a évolué d'une manière significative mais sans grand risque de pollution par salification du sol. En effet après 4 apports consécutifs, la teneur de K assimilable passe de 67 ppm dans la parcelle témoin à 155 ppm et 860 ppm pour les doses respectives de 50 m^3 et 100 m^3 et 1280 ppm pour la dose la plus élevée (tableau III). Pour cette dernière dose, la teneur élevée du potassium peut engendrer un déséquilibre au niveau du sol qui peut induire une perturbation de la nutrition minérale de l'arbre surtout pour le magnésium qui se trouvera bloqué (réaction d'antagonisme).

Comparées aux résultats rapportés par Cabrera et al. (1996), selon lequel la teneur initiale de 1,3 mmol / Kg de potassium échangeable passe à des valeurs respectives de 53,3 et 60 mmol / kg

selon que la dose de margines est 37,3 ou 61 l / m², nos valeurs restent acceptables et ne risquent pas d'altérer les qualités agronomiques du sol, à moyen terme.

vii. Effet sur la teneur en composés phénoliques

Compte tenu de la richesse des margines en substances phénoliques potentiellement toxiques et inhibitrices du développement des microorganismes (4 à 5 g / litre), l'épandage de cet effluent sur le sol risque d'avoir un impact dépressif sur la faune et la flore. A cet effet, l'étude approfondie de l'impact de ces substances, aussi bien in situ qu'au laboratoire est réalisée.

Après 3 mois de l'épandage, les teneurs en polyphénols dans le sol, à des profondeurs allant de 0 à 80 cm, sont sensiblement comparables pour les différentes doses de margines à l'exception de celle 100 m^3 / ha, qui présente les valeurs les plus élevées (Tableau IV). Par ailleurs, il est à noter qu'il n'y a pas de différences significatives entre les deux traitements 100 et 200 m^3/ha.

L'identification des composés phénoliques par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse après extraction au méthanol réalisé 9 mois après l'application des margines, dans le sol ayant reçu la dose de margine la plus importante (200 m^3 / ha), a donné le chromatogramme suivant (Fig. 1).

Tableau 4 : Effet de l'apport de margines sur la teneur du sol en composés phénoliques (en ppm).

Dose	0 – 20 cm	20 – 40 cm	40 – 60 cm	60 – 80 cm
Témoin	1155	1301	1082	1514
50 m^3 / ha	997	1176	1440	1127
100 m^3 / ha	1858	1880	1384	2007
200 m^3 / ha	1476	1221	1298	1374

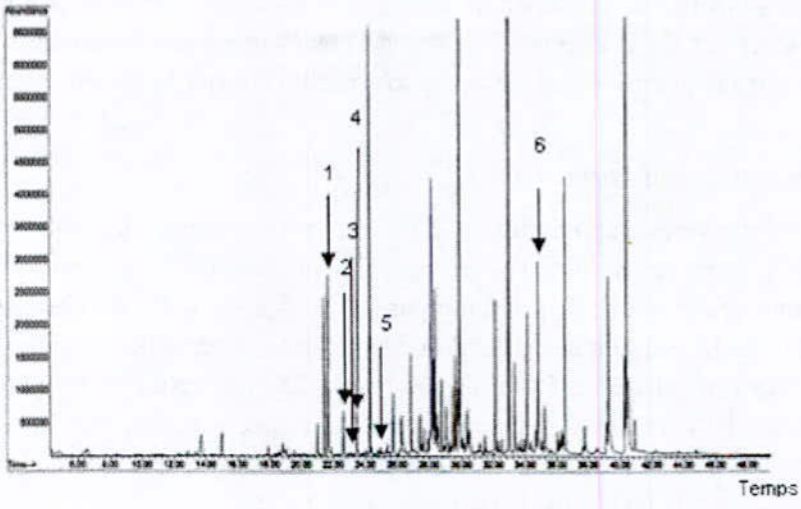


Figure 1 : Chromatogramme de l'extrait du sol ayant reçu la dose 200 m^3 / ha (couche 0 - 40 cm).

L'identification de ces poly phénols a mis en évidence la présence des six composés suivants : l'acide vanillique (1), l'acide 4-Hydroxyphényléthanol (tyrosol) (2), l'acide 4-hydroxybenzoïque (3), l'acide 4-hydroxyphényléthanol (4), l'acide hydroxyphénylacétique (5) et l'acide ferrulique (6).

Pour les essais de laboratoire (incubateur), les teneurs des polyphénols dans les sols traités accusent une augmentation en fonction de la dose utilisée juste après épandage (fig. 3). Elles passent de 655 ppm pour le sol témoin à 2800 ppm pour la dose de 50 m^3 / ha et 3936 ppm pour la plus forte dose.

Cependant, l'évolution au cours du temps de la teneur du sol en polyphénols (en incubateur), montre une diminution significative pour les sols traités. En effet, pour la plus forte dose (2 % correspondant à 200 m^3 / ha), la teneur du sol en polyphénols passe de 3936 ppm au temps initial à 1736 ppm, 8 semaines plus tard. De même, pour les autres traitements nous observons une diminution d'environ 50 %. Ceci découle d'une décomposition des polyphénols par les microorganismes du sol.

De ces résultats, nous pensons que les composés phénoliques incorporés au sol auront tendance à se dégrader. Cette dégradation va se dérouler en deux étapes, la première est la dégradation des composés à haut poids moléculaire avec pour conséquence une accumulation des composés à faible poids moléculaire. La seconde étape est l'humification de ces derniers. De ce fait, les composés phénoliques sont des composés organiques potentiellement toxiques mais rapidement dégradables par les microorganismes du sol.

viii. Effet de l'épandage des margines sur la microflore totale du sol

Le dénombrement de la flore totale trois mois après l'épandage, montre que l'ajout de margines s'accompagne d'une augmentation du nombre de micro-organismes dans le sol par rapport au témoin. Cette augmentation est proportionnelle à la dose apportée dans les premiers vingt centimètres et est remarquable pour les deux couches superficielles (figure 2). Ceci est dû à l'apport en matière organique qui représente une source d'aliment pour les microorganismes du sol, favorisant ainsi leur développement. Mais au-delà de 40 cm de profondeur, nous remarquons une diminution importante de la flore totale, y compris dans le sol témoin explicable par la raréfaction de l'oxygène disponible dans le sol.

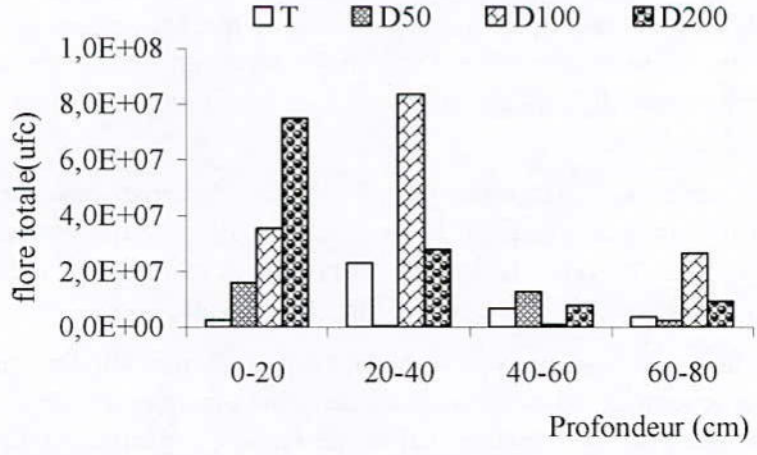


Figure 2 : Effet de l'apport de margines sur la flore totale du sol après 3 mois de l'épandage (ufc = unité formant des colonies).

ix. Effet de l'épandage des margines sur les caractéristiques physiques du sol

L'épandage des margines modifie la structure physique du sol. Grâce au pouvoir liant des margines, l'apport au fil des ans de cet effluent induit une conglomération de la terre fine composée de particules ayant un diamètre inférieur à 2 mm. Le taux de cette fraction passe de 90 % au démarrage des expérimentations, à des taux de 75,6 ; 67,5 et 61,1 % pour les doses de 50, 100 ou 200 m^3/ ha respectivement (Figure 3). Cette action améliore la structure du sol en consolidant ses agrégats constitués de terre fine et par voie de conséquence ses réserves hydriques, sans toutefois le rendre imperméable (caractère hydrophobe des margines

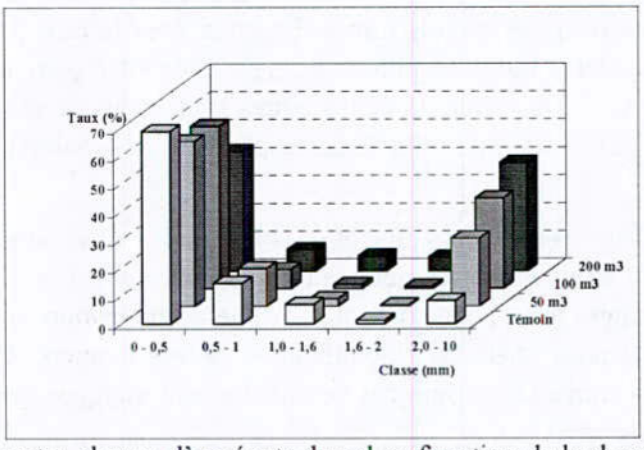


Figure 3 : Différentes classes d'agrégats du sol en fonction de la dose de margine

Ces résultats corroborent ceux de Mellouli (1996) qui signale que la margine, grâce à ses pouvoirs à la fois hydrophobe et liant, favorise la formation d'un mulch plus efficace que celui naturel (sable seul) dont la porosité et la structure jouent le rôle d'une barrière contre l'évaporation. En outre, ils peuvent être comparés à ceux de Gabriels et al. (1975) obtenus en sol sableux traité par des émulsions bitumeuses et qui démontrent l'efficacité du mulch constitué d'agrégats ayant une épaisseur inférieure à 5,35 mm permettant une meilleure stabilité du sol et une réduction substantielle de l'évaporation.

4. Conclusions

Les expérimentations poursuivies durant plusieurs années sur l'utilisation agricole des margines brutes en verger d'oliviers, ont permis de mettre en évidence que leur épandage annuel dans des conditions bien définies (dose et période de l'épandage), s'accompagne d'une amélioration des propriétés physico chimiques du sol, de sa capacité de retentions en eau et de son activité biologique

En dépit d'un pH acide des margines, le pH du sol demeure pratiquement inchangé comparativement au témoin quelle que soit la dose utilisée. Pour ce qui est de la salinité, elle reste très proche de celle du témoin à la dose de 50 m^3 / ha et montre une légère augmentation avec les doses supérieures tout en restant dans des limites acceptables.

Quant à la fertilité du sol, elle se trouve indéniablement améliorée par l'apport des margines notamment au niveau des teneurs en matière organique et en potassium. En effet, l'épandage de 1 m^3 de margines apporte au sol en moyenne 107 kg de matière organique et 13 kg de matières minérale dont 7,5 kg de potassium. Ainsi la teneur en matière organique se trouve multipliée par 4 à 10 fois par rapport à la situation initiale en passant de la dose de 50 à 200 m^3 après 4

épandages successifs. La teneur du potassium assimilable s'accroît d'une façon significative avec la dose mais demeure sans risque de pollution par salification du sol jusqu'à 100 m^3/ha.

Le suivi de l'évolution des poly phénols dans le sol jusqu'à 80 cm de profondeur, a révélé que les teneurs en ces composées sont comparables à celles du témoin quelle que soit la profondeur (1000 à 1440 ppm) exception pour la dose de 200 m^3 où la teneur est légèrement plus élevée (1800 à 2020 ppm). L'analyse de ces composés a mis en évidence l'abondance de l'hydroxytyrosol et du tyrosol qui sont des produits de la dégradation de l'oleuropéine.

L'épandage des margines, contrairement à ce que l'on pourrait penser, favorise la microflore du sol dont l'activité se trouve améliorée par l'enrichissement du sol en matière organique associée à la dégradation des poly phénols. Au sujet de son impact sur les caractéristiques physiques du sol, l'on retient que les margines améliorent la structure du sol sableux en liant les particules fines de celui-ci ce qui ne peut être sans conséquences sur sa stabilité et ses propriétés hydriques.

Sur le plan pratique, la valorisation des margines par épandage direct peut être préconisée aux doses de 50 et 100 m^3 / ha afin d'éviter tout risque d'abus d'emploi et de surdosage. Cette valorisation peut contribuer à la promotion de l'oléiculture biologique dans les zones de production à caractère traditionnel facilement convertibles en culture biologique.

Références bibliographiques

- Ammar, E. and Ben Rouina, B. 1999. Potential horticultural utilization of olive oil processing waste water. Acta Horticulturae 474 (2) : 741-744.
- Balice V., Carreiri C., Liberti L., Passino R. and Santori M. 1985. Trattemento biologico abbinato anaerobico-aerobico delle acque di vegetazione di frantoi. Ing. Sanit. 33(2). 69-78.
- Ben Rouina, B. 1999. L'utilisation des margines comme fertilisant en agriculture "de l'Olivier à l'Olivier". Journée d'étude : "les margines" organisée par l'association des villes productrices d'huile d'olives. déc 1999. 8p.
- Ben Rouina B. 1994. Répercussions agronomiques de l'épandage des margines comme fertilisant. International Conference on Land and Water Ressources Management in the Mediterranean Region. Vol.II : 583-594.
- Ben Rouina B. et Jardak T. 2000. La valorisation des sous produits de l'olivier. Symposium Scintifico-technique oléiculture et environnement. COI madrid. 8-9 mai 2000. 10p.
- Ben Rouina, B. Gargouri, K., Abichou, M., Ayadi, M., Rhouma, A, Jilani, S., Soua, N. et Jribi, A. 2007. Utilisation des effluents liquides de l'industrie de la transformation des olives comme fertilisant liquide des terres agricoles. EXPOLIVA, May 2007. Jaen, Spain.
- Ben Rouina, B. and Ammar, E. 1999. l'utilisation des margines comme fertilisant biologique pour la culture des plantes maraîchères. Séminaire national sur l'huile d'olive et ses dérivés. Société Chimique de Tunisie. Hammamet 26 - 28 Nov. 99.
- Ben Rouina, B., Taamallah, H. and Ammar, E. 1999. Vegetation water used as a fertilizer on young olive plants. Acta Horticulturae 474 (1): 353-355.
- Bricoli-Bati C. and Lombardo N. 1990. Effects of olive oil waste water irrigation on young olive plants. Acta Horticulturae Vol.286 : 489-491.
- Cabrera R. Lopez A. and Murillo J. M. 1997. Land treatment of olive mill wastewater. Inter. Biodeter. & Biotechnol. 1996. 215-245.
- Carrieri C. Balice V. and Rozzi R. 1988. comparison of three anaerobic treatment processes on olive mills effluents. Proc. Int. Conf. On Environnement protection. Italy. 10 p.

- Fiestas Ros Do Ursinos J.A. 1981. Depuracion de aguas resuduales en las industrias de aceitunas y aceites de oliva. Grasas y aceites. 28 : 113-121.
- De Monpezat G., et Denis J. F.1999. Fertilisation des sols méditerranéens avec des issues oléicoles. OCL, Vol 6 (1) : 63-68.
- Gabriels D., Moldenhauer W.C. and Kirkilham D. 1973. Infiltration, hydraulic conductivity and resistance to water-drop impact of cold beds as affected by chemical treatment. Soil. Sci. Soc. Am. Proc.. 37. pp 634-637.
- Garcia-Ortiz A. & Ruiz F. L.. 1995. Elempleo de alpechin y orujos humedos. Eds Junta de Andalucia. 18/95. 14 p.
- Garcia-Ortiz. A., Beltran G., Gonzalez P. and Giraldez J.V. 1999. Vegetation water application effects on soils and plants. Acta Horticulturae 474 (2) : 749-752.
- Garcia-Ortiz A., Cervera J., Gonzalez P. and Fernandez R.O. 1995. El riego con alpechin una alternativa al lagunaje. Eds Junta de Andalucia.17/95. 13p.
- Hamdi M. 1991. The effect of pretreatment and agitation on the batch anaerobic digestion of olive mill waste waters. Bioresource technology. 36. 173-178.
- Hamdi M., Khadir A. and Garcia J. L. 1991. The use of Aspergillus niger for bioconversion of olive mill waste water. Appl. Microl. Biotech. 34 (6) : 249-268.
- Levi-menzi R., Saviozzi A., Riffaldi R. et Falzo L. 1992. L'épandage aux champs des eaux de végétation : effet sur les propriétés des sols. Olivae 40 : 20-25.
- Mellouli H.J. 1996. Modifications des caractéristiques physiques d'un sable limoneux par les margines : incidences sur l'évaporation. Thèse d'état de l'Université de Gent. Pp255.
- Mekki A., Dhouib A. & Sayadi S. 2003. Utilisation des margines traitées en fertirrigation du sol et effet compartif aux margines brutes. Séminaire international sur la Réutilisation des eaux traitées et des sous-produits de l'épuration : Optimisation, valorisation et durabilité. Tunis 24 – 25 Septembre 2003.
- Ministère de l'environnement et de l'amenagement du territoire 1996. les expériences méditerranéennes dans le traitement et l'élimination des eaux résiduaires des huileries d'olives. 380 p.
- Morisot M. et Tournier. J.P. 1986. Répercussions agronomiques de l'épandage d'effluents et déchets de moulins à huile d'olive - Agronomie - Vol.6 (3) : 235-241.
- Nefzaoui A. et Zidani M. 1987. Les sous produits de l'olivier, institut de l'olivier, pp 69-74.
- Salvemini F. 1985. Composizione chimica e valutazione biologica di un margine ottenuto essicando tercamente le acque di vegetazione dello oliv. Riv delle Sostanze grasse. 112 : 559-564.
- Sayadi, S. and Ellouz R. 1993. Screening of white rot fungi for the treatment of olive mill wastewaters. J. Chem. Tech. Biotechnol. 57. 141-146.
- Sayadi, S. and Ellouz, R. 1995. Roles of lignin peroxidase and manganese peroxidase from Phanerochaete chrysosporium in the decoloration of olive mill wastewaters. Appl. Environ. Microbiol. 60 : 1098-1103.

VARIATION SAISONNIERE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET DES CONCENTRATIONS EN MICROCYSTINES ET ETUDE DU POTENTIEL TOXIQUE DES ESPECES *MICROCYSTIS* SPP. ET *OSCILLATORIA TENUIS* DANS LA RETENUE DU BARRAGE LEBNA, TUNISIE

SEASONAL FLUCTUATION OF PHYSICOCHEMICAL PARAMETERS AND MICROCYSTIN CONCENTRATIONS AND EVALUATION OF TOXIC POTENTIEL OF *MICROCYSTIS* SPP. AND *OSCILLATORIA TENUIS* IN THE LEBNA DAM, TUNISIA

Soumaya EL HERRY[A,B]*, Afef FATHALLI[B], Amel JENHANI-BEN REJEB[B], Noureddine BOUAÏCHA[A]

[a]Laboratoire Santé Publique-Environnement, 5, Rue J.B. Clément, Université Paris-Sud 11, UFR de Pharmacie, 92296 Châtenay-Malabry, France and [b]Unité ERA, Université 7 Novembre à Carthage, Institut National Agronomique de Tunisie, 43 Avenue Charles-Nicoles, 1082 Tunis-Mahrajène, Tunisie
*Tél : +216 23 03 59 21 ; Email : soumaya.herry@laposte.net

Résumé

La retenue du barrage Lebna, située au Nord-Est de la Tunisie, a fait l'objet d'un suivi bimensuel durant l'année 2005 portant sur les conditions du milieu, la diversité et l'évolution des cyanobactéries ainsi que l'évaluation de leur toxicité. L'observation microscopique des cyanobactéries montre une dominance automnale de trois morphoespèces du genre *Microcystis* spp. et de l'espèce *Oscillatoria tenuis* connues dans la littérature comme productrices des cyanotoxines. Les concentrations en équivalent microcystine LR, en surface et au fond de la retenue, varient respectivement entre 0,005-1,73 et 0,005-5,57 µg en équivalent microcystin-LR L^{-1} avec un pic significativement corrélé à la densité cellulaire de *Microcystis* spp. et d'*Oscillatoria tenuis*. La présence des gênes productrices de microcystines (mcyA, mcyB et mcyC) dans le lysat cellulaire des trois morphoespèces du genre *Microcystis* spp. et de l'espèce *Oscillatoria tenuis* montre que ces deux genres sont responsables de la production des toxines dans le milieu. L'analyse de l'extrait brut du concentré contenant ces espèces par la technique LC/MS/MS indique la présence de deux congénères de microcystines : la microcystine-LR (MC-LR) et la microcystine-YR (MC-YR).

Mots clés : Cyanobacteries, *Oscillatoria tenuis*, *Microcystis*, Microcystines, Barrage Lebna, Tunisie

Absract

Physicochemical and biological water quality, including the total microcystin concentrations, was investigated for the first time from January to December 2005 in the Lebna Dam, Tunisia. The microscopic examination of the phytoplankton samples showed the dominance in the autumn of three morphospecies of the genus *Microcystis* and the species *Oscillatoria tenuis*. The total (particulate and dissolved) microcystin concentrations at the surface and at 9 m depth water samples ranged between 0.005 and 1.73; and 0.005

and 5.57 µg microcystin-LR equivalent L^{-1}. The presence of the microcystin synthetase genes (*mcyA*, *-B*, and *–C*) in the lysates of the three morphospecies of the genus *Microcystis* and the species *Oscillatoria tenuis* indicated that these species were responsible for the microcystin production in this system. The analysis of the field cyanobacterial sample extract containing these species by LC/MS/MS revealed the presence of two microcystin variants: MC-LR and MC-YR.

Keywords: Cyanobacteria, *Oscillatoria tenuis*, *Microcystis*, Microcystin, Lebna Dam, Tunisia

1. Introduction

Les lacs et les retenues sont les points de convergence de tous les flux hydrauliques de leurs bassins versants. Ces zones d'accumulation préférentielles s'avèrent être l'amplificateur de tous les déséquilibres engendrés en amont (Gonay et Lafforgue, 1997). En effet, l'extension des zones urbaines associée à la pression agricole de plus en plus intensive favorise l'eutrophisation progressive des eaux de surface. De ce fait, ce phénomène est devenu inéluctable dans beaucoup de plans d'eau dans plusieurs régions.

En effet, l'eutrophisation entraîne un développement massif de micro-algues appelé « bloom » ou « fleurs d'eau ». En eau douce, ces efflorescences sont souvent dominées par des cyanobactéries. Certaines espèces de ces micro-organismes biosynthétisent des substances toxiques appelées cyanotoxines (Codd et al., 1992). Ces microalgues biosynthétisant principalement deux familles de toxines : des neurotoxines et des hépatotoxines à potentiel cancérigène (Carmichael et al., 2001). Une des conséquences du développement massif de cyanobactéries est l'augmentation de la concentration en toxines dans des retenues servant d'aires récréatives, à la production d'eau potable et à l'irrigation. Dans plusieurs pays, de nombreux cas d'allergies ou d'intoxications ont été répertoriées chez l'homme, après contact avec ces micro-organismes toxiques ou ingestion d'eau contaminée.

Des études antérieures menées en Tunisie sur plusieurs retenues de barrages et lacs naturels ont montré que ces milieux évoluent rapidement vers l'eutrophisation suite à une productivité accrue stimulée continuellement par les apports de fertilisants et un changement de climat de plus en plus sec. Cependant, de sérieuses préoccupations en rapport avec la détérioration de la qualité de l'eau liées à l'eutrophisation se dévoilent. Ce qui expose la population actuelle à un réel risque de santé publique.

L'étude réalisée avait pour premier objectif de caractériser le milieu d'étude sur le plan hydrobiologique. Le deuxième a été d'étudier la diversité des espèces de cyanobactéries planctoniques ainsi que leurs toxines par des méthodes analytiques notamment le test d'inhibition de la protéine phosphatase PP2A et la chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse et moléculaires avec la mise en évidence des gènes responsables de la synthèse des microcystines.

2. Matériel et méthodes

La retenue du barrage Lebna située au Cap Bon, a fait l'objet d'un suivi régulier bi-mensuel

s'étendant du mois de Janvier 2005 au mois de décembre 2005. L'échantillonnage, durant ce suivi, a porté sur une station profonde située au niveau de la tour de prise. Les échantillons ont été prélevés, en surface et au fond (- 9 m environ) de la retenue. Pour l'ensemble des stations, quatre séries de prélèvement servant aux dosages respectifs des paramètres chimiques, de la chlorophylle a, de l'analyse quantitative du phytoplancton et du dosage des toxines ont été effectués moyennant une bouteille de renversement de capacité 2 litres.

Des traits verticaux et horizontaux ont été réalisés à l'aide d'un filet à plancton de 20 µm de vide de maille. Les concentrés d'algues recueillies vont servir à l'analyse qualitative du phytoplancton, principalement des cyanobactéries, pour l'établissement de l'inventaire des différents taxons.

La température, la salinité et le pH ont été mesurés par une sonde de terrain de type WTW. L'oxygène a été mesuré par la méthode chimique de Winkler. Les éléments nutritifs (nitrates, nitrites, azote ammoniacal, orthophosphate et phosphore total) ont été dosés par la méthode décrite par Rodier (1996). La chlorophylle a a été mesurée par la méthode fluorimètrique décrite par Neuveux (1974). Les échantillons destinés à l'étude des peuplements phytoplanctoniques ont été préalablement fixés au formol neutralisé au borax et au lugol. L'identification des organismes a été réalisée au moyen d'un microscope inversé (type Leitz), et le comptage des cellules est réalisé par la méthode décrite par Utermöhl (1958).

Le dosage des toxines a été réalisé par le test d'inhibition de la protéine phosphatase de type 2A (PP2A) selon la méthode décrite par Maatouk et al. (2002). Les différents types de congénères de microcystines que pouvaient produire les souches toxiques existantes ont été détectés par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse.

Pour la caractérisation moléculaire, l'extraction de l'ADN génomique des cellules de *Microcystis* spp. *et Oscilatoria tenuis* se fait directement par la lyse de ces dernières, provoquée par 5 cycles alternés de gel-dégel respectivement (gel dans de l'azote liquide et dégel au bain marie à 55° C) (Iteman et al., 2000). L'ADN génomique ainsi extrait est utilisé pour l'amplification des opérons de mcyA, mcyB et mcyC responsables de la biosynthèse des microcystines selon les protocoles respectifs de Tillett et al. (2001), Mikalsen et al. (2003) et Ouahid et al. (2005).

3. Résultats et discussion

a. Caractéristiques physico-chimiques

Les résultats relatifs aux paramètres physico-chimiques des eaux de la retenue du barrage Lebna sont présentés dans le tableau 1.

Les résultats du tableau 1 montrent que les eaux de la retenue de Lebna sont caractérisées par des eaux relativement chaudes, caractéristiques des réservoirs situés sous climat méditerranéen, et peu salées. Les teneurs en oxygène dissous de surface de cette retenue sont relativement élevées. On observe une diminution très importante au fond engendrant

une situation très proche de l'anoxie durant la période estivale. Enfin, les eaux de la retenue sont légèrement alcalines.

Tableau 1 : Valeurs extrêmes et moyennes des paramètres physico-chimiques dans le barrage Lebna, Tunisie

Paramètres	**Surface**		**Fond**	
	min-max	**moyenne**	**min-max**	**moyenne**
Tempèrature (°C)	8,9 – 29,6	19,7	9 – 26,3	18,2
Oxygène dissous (mg L^{-1})	5,7 – 11,6	8,7	0,23 – 11,6	6,25
pH	8,2 – 9,4	8,5	7 – 8,7	8,1
Phosphore total (mg L^{-1})	0,03 – 0,47	0,18	0,13 – 1,37	0,47
Orthophosphates (mg L^{-1})	0,01 – 0,26	0,09	0,05 – 0,39	0,17
Nitrates (mg L^{-1})	0,05 – 2,35	0,72	0,001 – 8,11	1,58
Ammonium (mg L^{-1})	0,02 – 4,68	0,58	0,01 – 1,07	0,36
Nitrites (mg L^{-1})	0,004 – 0,95	0,068	0,003 – 0,51	0,077
Azote total minéral (mg L^{-1})	0,11 – 4,99	1,37	0,05 – 8,4	2,01
Chlorophylle a (µg L^{-1})	0,29 – 4,45	1,21	0,278 – 5,32	1,57

Durant la période d'étude, l'évolution spatio-temporelle des composés azotés montre que, dans les eaux de la retenue de Lebna, les nitrates détiennent les taux les plus élevés. En effet, les teneurs maximales des nitrates coïncident avec la période des hautes eaux alors qu'elles diminuent progressivement en fin d'été suite à la limitation des apports et probablement à l'intensification du processus de dénitrification cédant la place aux ions ammoniums. Avec une évolution presque inverse à celle des nitrates et des concentrations maximales du fond de la retenue, on peut conclure que l'azote ammoniacal est principalement d'origine endogène. Les eaux de la retenue sont relativement riches en orthophosphates. Il faut cependant noter que durant la période estivo-automnale, on enregistre les teneurs les plus élevées particulièrement en profondeur. Le phosphore total suit presque les mêmes fluctuations des orthophosphates, et semble être constitué en grande partie par les formes inorganiques.

b. Biodiversité en cyanobactéries

La taxocénose phytoplanctonique de la retenue du barrage Lebna n'est pas très diversifiée (66 taxons) mais reste dans la gamme de la richesse spécifique (50-100) cités pour la plupart des lacs de barrage tunisiens. Ces taxons se répartissant sur six classes, dont principalement celles des chlorophycées, des cyanobactéries et des diatomées. Les cyanobactéries représentent 24 % de la diversité spécifique.

Au cours de cette étude qui a porté sur une période de 12 mois, un inventaire des espèces de cyanobactéries présentes dans les échantillons a été réalisé par observation microscopique.

Les genres les plus fréquemment représentés sont : *Anabaena* sp., *Merismopedia* sp., *Microcystis* spp., *Oscillatoria* spp., *Phormidium* sp., *Pseudanabaena* sp., *Hydrococcus* sp., *Chrococcus* sp., *Synechocystis* sp. et *Snowella* sp. L'inventaire réalisé a permis d'identifier 14 taxons. Si l'on compare l'inventaire de la retenue du barrage Lebna avec la liste des espèces toxiques dans la littérature, trois espèces potentiellement toxiques sont identifiées : deux morphoespèces du genre *Microcystis : M. aeroginosa, M. wesenbergii* et *Oscillatoria tenuis* (Figures 1 et 2). Ces trois espèces sont les plus prépondérantes dans les eaux de la retenue.

Durant la période hivernale, le milieu est prédominé par l'espèce *Phormidium* sp. avec quelques filaments d'*Oscillatoria planctonica* et *Pseudoanabena catenata*. A partir du mois d'avril jusqu'au début du mois de juin, l'espèce *Oscillatoria tenuis* se développe dans le milieu avec des densités variant entre 1 000 à 4 000 filaments L^{-1} accompagnée de quelques filaments de *Phormidium* sp. A partir de fin juin, le développement d'*Oscillatoria tenuis* augmente graduellement pour atteindre un maximum 28 000 filaments L^{-1} (33 %) enregistré le 20 septembre au fond de la retenue sans interrompre le développement de *Microcystis* spp. Cette dernière qui a dominé le milieu durant toute la période estivo-automnale a atteint un pic de 62 000 colonies L^{-1} à la surface de la retenue le 20 septembre, représentant ainsi 84 % de la densité cyanobactérienne. A partir du 30 septembre, au côté de ces deux espèces répertoriées toxiques, on trouve quelques colonies de *Merimopedia glauca*. En novembre, les densités d'*Oscillatoria tenuis* et de *Microcystis* spp. ont diminué considérablement dans le milieu. En décembre, le milieu redevient peuplé par *Phormidium* sp. et *Pseudoanabaena catenata*.

La mise en évidence des cyanobactéries dans les pays du bassin méditerranéen n'a été effectuée que récemment. Cependant, ces études sont souvent limitées et individuelles et ne peuvent être représentatives de l'ensemble des pays. Toutefois, parmi les cyanobactéries recensées, il a été noté une prépondérance du genre *Microcystis* dans l'ensemble des pays méditerranéens. Par exemple, en Algérie, *Microcystis aeruginosa* a été à l'origine d'efflorescence dans le lac Oubeira (Nasri et al.,2004). En Egypte, *Microcystis aeruginosa* était révélée productrice de microcystines (Abdel Rahman et al., 1993) ainsi que *Oscillatoria tenuis* (Brittain et al., 2000). Au Maroc, 2 morphoespèces étaient rapportées majoritaires, notamment *Microcystis aeruginosa* et *Microcystis ichthyoblabe* (Oudra et al., 2001 ; Sabour et al., 2002). En Italie, de tous les blooms étudiés, 2 genres cyanobactériens étaient recensés et notés dominants, notamment les genres *Microcystis* et *Oscillatoria* (Cook et al., 2004). Au Portugal (Vasconcelos et al., 2001) et en France (Vezie et al.,1997) il a été noté essentiellement la dominance de *Microcystis aeruginosa*. A l'échelle de l'Afrique, les espèces recensées dans notre retenue comme potentiellement toxiques ne sont pas tous représentées de façon équivalente. L'espèce *Microcystis aeroginosa* est cosmopolite et a été observée dans 20 des 49 pays du continent africain. Cette distribution traduit celle observée à l'échelle mondiale (Chorus et Bartram, 1999). *Microcystis wesenbergii* n'est observée que dans trois pays africains (Algerie, Niger et Sénégal) bien qu'elle présente une vaste répartition mondiale. *Oscillatoria tenuis* n'a été identifiée qu'en Egypte (Brittain et al., 2000).

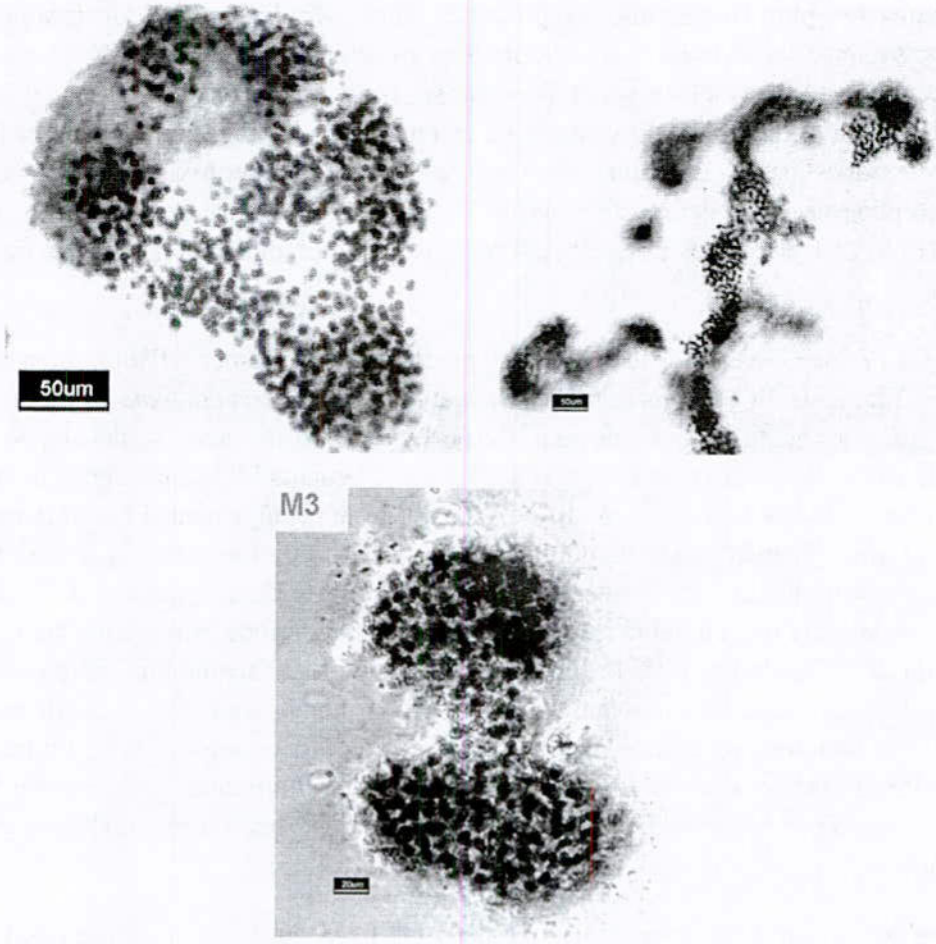


Figure 1 : Microphotographies de différents morphotypes du genre *Microcystis* observées dans la retenue du barrage Lebna, Tunisie

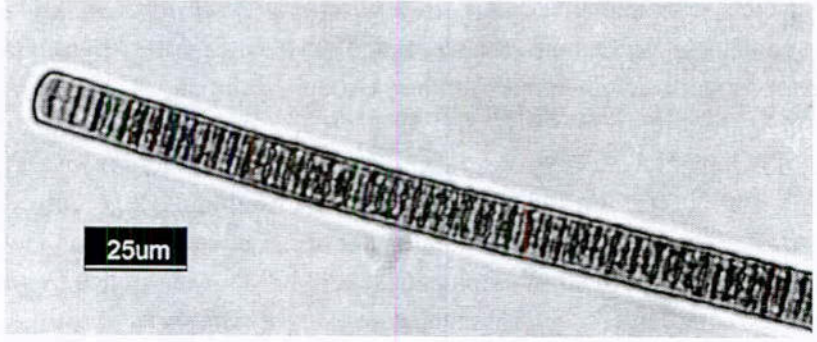


Figure 2 : Microphotographie d'un filament d'*Oscillatoria tenuis* observé dans la retenue du barrage Lebna, Tunisie

c. Variation bimensuelle des hépatotoxines de type microcystine

La variation saisonnière en équivalent microcystine-LR total, intracellulaire (insoluble) et extracellulaire (soluble) est représentée sur la figure 3. Les résultats montrent bien que, durant la période d'étude, les concentrations en cyanotoxines varient entre 3,9 à 86,1 ng/l

pour la phase soluble et de 1 à 5485,53 ng/l pour la phase insoluble. Cependant, la période où la concentration en microcystines était la plus importante s'étend de 16 août au 30 septembre (Figure 3). Durant toute la période d'étude, la concentration totale en microcystines est comprise entre 4,58 et 5571,6 ng/l. Cette valeur maximale est enregistrée le 20 septembre au fond de la retenue et elle est correlée avec un développement important de *Microcystis* spp. et *Oscillatoria tenuis*. Ce mois de septembre est également caractérisé par la concentration la plus élevée de microcystines par gramme de matière sèche qui est égale à 3,23 mg en equivalent MC-LR par gramme de matière sèche. Désormais, les concentrations en microcystines enregistrées dans la retenue du barrage Lebna s'avèrent similaires à celles trouvées en Allemagne (Fastner et al., 1999b), au Danemark (Henriksen et Moestrup, 1997), en France (Vezie et al., 1997), au Japan (Park et al., 1993a,b), en Corée (Park et al., 1998 b, Oh et al., 2001), au Canada (Kotak et al., 1995) et au Royaume Uni (Ward et al., 1997). Tandis que en Australie (Jones et Orr, 1994) et au Portugal (Vasconcelos et al., 1996), les concentrations en microcystines étaient plus importantes. Comparativement aux travaux de Nasri et al. (2004) en Algérie et Oudra et al. (2001) au Maroc, qui ont enregistré respectivement 29163 µg L^{-1} et une valeur supérieure à 500 µg L^{1}, ces concentration s'avèrent très faibles.

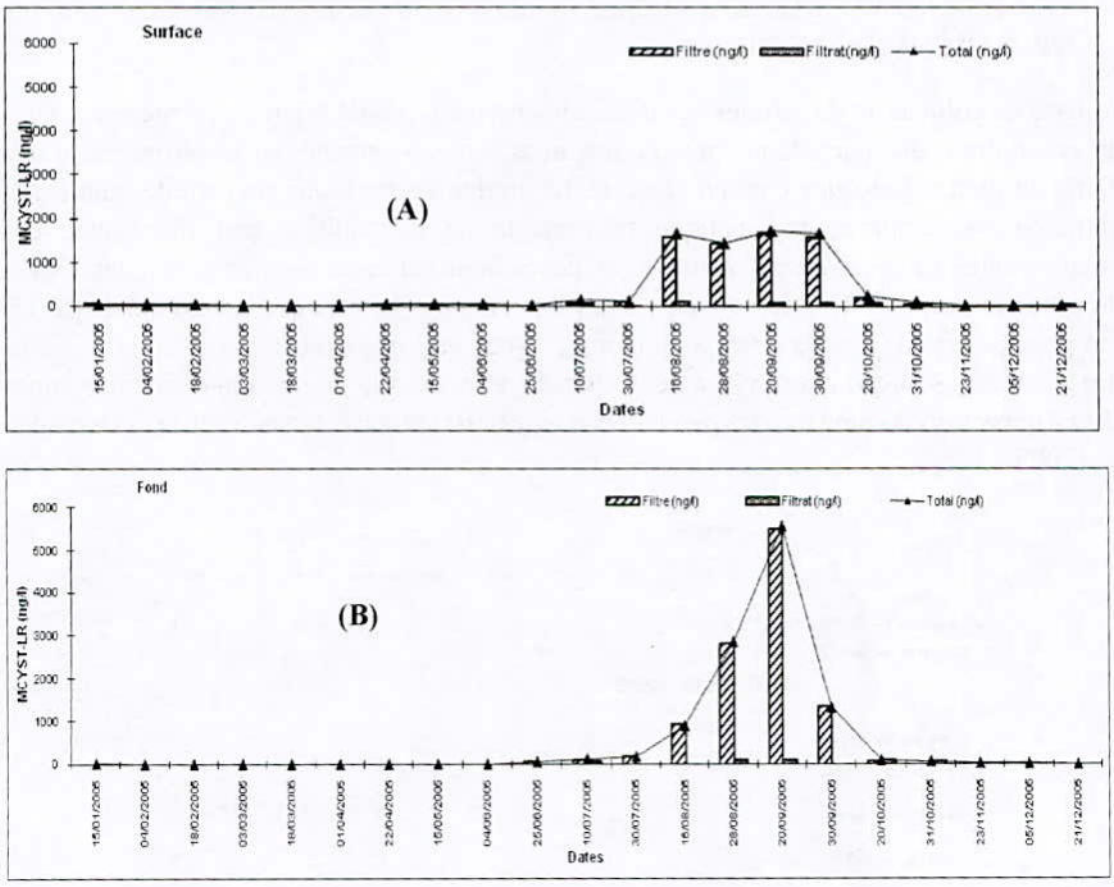


Figure 3 : Variation saisonnière de la microcystine –LR dans la retenue du barrage Lebna en surface (A) et au fond (B) de la retenue

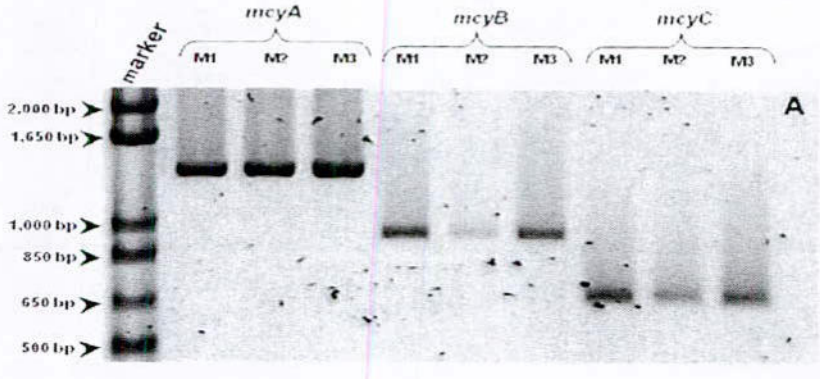
d. Mise en évidence des différents congénères de microcystines

L'échantillon du 20 septembre contenant *Microcystis* spp. et *Oscillatoria tenuis* a été analysé par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse. En effet, nous avons noté la présence de deux microcystines : MC-LR et MC-YR. Les différents congénères de microcystines trouvés dans les eaux de la retenue du barrage Lebna est semblables à ceux trouvés par Nasri et al., (2004) dans le lac Oubeira MCYST-LR, MC-YR, MC-RR et Deméthylmicrocystine-LR (D-MC-LR) et ceux trouvés au Maroc, MC-LR, MC-YR, MC-RR et D-Asp3-MC-LR (Oudra et al., 2002).

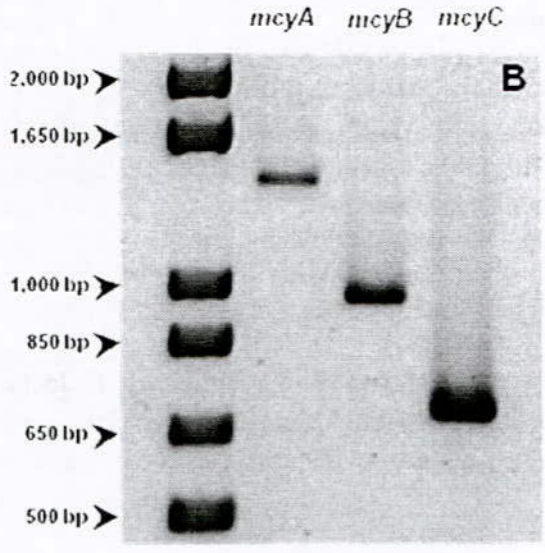
Par ailleurs, comme pour les échantillons provenant de la retenue du barrage Lebna où le congénère MC-LR était la microcystine principalement produite par les souches qui s'y trouvent, des résultats semblables ont été rapportés au Portugal (Vasconcelos et al., 1995 ; 1996), en France (Vezie et al., 1997), au Maroc (Oudra et al., 2002) mais souvent co-présent avec MC-YR et MC-RR au Moroc (Oudra et al., 2001) et en Algerie (Nasri et al, 2004).. En Egypte, *Oscillatoria tenuis* produit deux types de congénères de microcystines : la MC-LR et la MC- LHArg (Brittain et al., 2000).

e. Mise en évidence du potentiel toxique des différentes morphoespèces de *Microcystis* spp. et d'*Oscillatoria tenuis*

A partir de colonies et de cellules des différents morphotypes de *Microcystis* prélevées dans un échantillon sous microscope photonique, nous avons recherché par amplification d'une partie de chaque gène *mcyA, mcyB et mcyC.* Le produit de ces locus, un peptide synthétase, participe au complexe enzymatique responsable de la synthèse non ribosomale des microcystines. Nous avons pu mettre en évidence la présence de ces marqueurs génétiques du potentiel toxique dans les cellules analysées (Figure 4). Ce résultat indiquait que les morphotypes isolés dans la retenue du barrage Lebna étaient toxiques. En effet, la présence des gènes *mcyA, mcyB et mcyC* est généralement associée à la production de microcystines chez *Microcystis* comme montré par Tillett et al. (2001), Mikalsen et al. (2003) et Ouahid et al. (2005).



(A) : *Microcystis spp*



(B) : *Oscillatoria tenuis*

Figure 4 : Migration des produits d'amplification des gènes *mcy A, B* et *C* obtenus à partir des colonies des trois morphotypes de *Microcystis spp* et d'*Oscillatoria tenuis*

4. Conclusion

L'analyse des résultats des conditions du milieu montre que les eaux de la retenue du barrage Lebna étudiées sont caractérisées par des eaux relativement chaudes, caractéristiques des réservoirs situés sous climat méditerranéen, alcalines, bien oxygénées en surface. L'analyse des éléments nutritifs montre que ces eaux tendent vers l'eutrophisation. Selon les normes de l'OCDE (1982), relatives aux valeurs extrêmes et moyennes en phosphore total, la retenue est classée hypereutrophe. L'inventaire des cyanobactéries réalisé a permis d'identifier 14 taxons. Trois espèces potentiellement toxiques sont identifiées : deux morphoespèces du genre *Microcystis* : *M. aeroginosa*, *M. wesenbergii* et *Oscillatoria tenuis*. Ces trois espèces sont les plus prépondérantes dans les eaux de la retenue. Les concentrations en microcystines, sont relativement élevées, comprisent entre 5 et 5571.6 ng/l. La valeur maximale est enregistrée le 20 septembre au fond de la retenue et elle est corrélée avec un développement important de *Microcystis* spp. et *Oscillatoria tenuis*. Deux congénères de microcystines : MC-LR et MC-YR ont été identifiés. Nous avons pu mettre en évidence la présence des gènes *mcyA, mcyB et mcyC* dans les cellules analysées de *Microcystis* spp. et *Oscillatoria tenuis* . Ce résultat indiquait que les morphotypes isolés dans la retenue du barrage Lebna étaient toxiques. L'évolution des eaux de la retenue du barrage Lebna vers l'eutrophisation, les teneurs importantes en microcystines enregistrés ainsi que la présence des espèces potentiellement toxiques exposent la population à un sérieux problème de santé publique.

Références bibliographiques

Abdel-Rahman, S., El-Ayouty, Y.M. et Kamael, H.A., 1993. Characterization of heptapeptide toxins extracted from *Microcystis aeruginosa* (Egyptian isolate): Comparison with some synthesized analogs. Int. J. Peptide Protein Res. 41, 1-7.

Brittain, S., Mohamed, Z.A., Wang, J., Lehmannc, V.K.B., Carmichael, W.W. et Rinehartc, K.L., 2000. Isolation and characterization of microcystins from a River Nile strain of *Oscillatoria tenuis* Agardh ex Gomont. Toxicon 38, 1759-1771.

Carmichael, W. W., Azevedo, S. M., An, J. S., Molica, R. J., Jochimsen, E. M., Lau, S., Rinehart, K. L., Shaw, G. R. et Eaglesham, G. K., 2001. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environ Health Perspect*, 109, 663-8.

Chorus, I. et Bartram, J., 1999. Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN Spon: London. 416 pp

Codd, G. A., Edwards, C., Beattle, K. A., Barr, W. M. et Gunn, G. J., 1992. Fatal attraction to cyanobacteria? *Nature*, 359, 110-1.

Fastner, J., Neumann, U., Wirsing, B., Weckesser, J., Wiedner, C., Nixdorf, B. et Chorus, I., 1999b. Microcystins hepatotoxic heptapeptides in German Fresh Water Bodies. Environ. Toxicol. 14, 13-22.

Gonay, E. et Lafforgue, M. 1997. Une solution pour lutter contre l'eutrophisation des lacs et des retenues : l'aération par déstratification. TSM. 92^{e} année 9: 33-45.

Henriksen, P. et Moestrup, O. 1997. Seasonal variations in microcystin contents of Danish cyanobacteria. Nat. Toxins 5, 99–106.

Iteman, I., Rippka, R., Tandeau de Marsac, N. et Herdman, M., 2000. Comparison of conserved structural and regulatory domains within divergent 16S rRNA–23S rRNA spacer sequences of cyanobacteria. Microbiol. 146, 1275–1286.

Jones, G.J. et Orr, P.T., 1994. In situ release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. Water Res. 28, 871–876.

Kotak, B.G., Lam, A.K.Y., Prepas, E.E., Kenefick, S.L. et Hrudey, S.E., 1995. Variability of the hepatotoxin microcystin-LR in hypereutrophic drinking water lakes. J. of Phycol. 31, 248-263.

Maatouk, I., Bouaïcha, N., Fontan, D. et Levi, Y., 2002. Variation of microcystin concentrations during an *Aphazomenum flos-aquae* bloom in the reservoir Saint-Caprais (France) and their removal in a pilot study. Water Res. 36, 2891–2897.

Mikalsen, B.; Boison, G.; Skulberg, O. M.; Fastner, J.; Davies, W.; Gabrielsen, T. M.; Rudi, K. et Jakobsen, K. S., 2003. Natural variation in the microcystin synthetase operon mcyABC and impact on microcystin production in *Microcystis* strains. J. Bacteriol. 185(9):2774-2785.

Nasri, A.B., Bouaïcha, N. et Fastner, J., 2004. First Report of a Microcystin-Containing Bloom of the Cyanobacteria *Microcystis* spp. in Lake Oubeira, Eastern Algeria. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 46, 197–202.

Neuveux, J. 1974. Recherche sur la chlorophylle a et la phéophytine a en milieu oligotrophe et en milieu eutophe (Méditérrannée). Thèse de 3ème cycle, Univ. Paris VI. 116 p.

O.C.D.E. 1982. Eutrophisation des eaux : méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. O.C.D.E., Paris, 165 p.

Oh, H.M., Lee, S.J., Kim, J.H., Kim, H.S. et Yoon, B.D., 2001. Seasonal variation and indirect monitoring of microcystin concentration in Daechung reservoir, Korea. App. Environ. Microbiol. 23, 191-197.

Ouahid, Y., Perez-Silva,G. et Del Campo, F.F., 2005. Identification of Potentially Toxic Environmental Microcystis by Individual and Multiple PCR Amplification of Specific Microcystin Synthetase Gene Regions.

Oudra, B., Loudiki, M., Sbiyyaa, B., Martins, R., Vasconcelos, V. et Namikoshi, N., (2001) Isolation, characterization and quantification of microcystins (heptapeptides hepatotoxins) in *Microcystis aeruginosa* dominated bloom of Lalla Takerkoust lake-reservoir (Morocco).Toxicon 39, 1375–1381.

Oudra, B., Loudiki, M., Vasconcelos, V., Sabour, B., Sbiyyaa, B., Oufdou, K. et Mezrioui, N., 2002. Detection and quanti.cation of microcystins from cyanobacteria strains isolated from reservoirs andponds in Morocco. Environ. Toxicol. 17, 32–39.

Park, H-D.; Kim, B.; Kim, E. et Okino, T., 1998b. Hepatotoxic microcystins and neurotoxic anatoxin-a in cyanobacterial blooms from Korean lakes. Environ. Toxicol. Water Qual. 13:225-234.

Park, H.-D., Watanabe, M. F., Harada, K. I., Nagai, H., Suzuki, M., Watanabe, M. et Hayashi, H., 1993a. Hepatotoxin (microcystin) and neurotoxin (anatoxin-a) contained in natural blooms and strains of cyanobacteria from japanese freshwaters. Natural Toxins 1: 353- 360.

Park, H-D.; Watanabe, M. F.; Harada, K-I.; Suzuki, M.; Hayashi, H.; et Okino, T., 1993b. Seasonal variations of *Microcystis* species and toxic heptapeptide microcystins in Lake Suwa. Environ. Toxicol. Water Qual. 8(4):425-435.

Rodier, J., 1996. Analyse de l'eau: eau naturelle, eau résiduaire et eau de mer. Dunold, 8ème édition.

Sabour, B., Loudiki, M., Oudra, B., Vasconcelos, V., Martins, R., Oubraim, S. et Fawzi, B., 2002. Toxicity and toxinology of *Microcystis ichtyoblabe* waterbloom occured in the Oued Mellah Lake (Morocco). Environ. Toxicol., 17, 24-31.

Tillett, D.; Parker, D. L. et Neilan, B. A., 2001. Detection of toxigenicity by a probe for the microcystin synthetase A gene (mcyA) of the cyanobacterial genus *Microcystis*, comparison of toxicities with 16S rRNA and phycocyanin operon (phycocyanin intergenic spacer) phylogenies. Appl. Environ. Microbiol. 67(6):2810-2818.

Utermöhl, H. (1958) On the perfection of quantitative phytoplankton method. Int. Ass. Theo. Appl. Limnol. commun. 9, 1-38.

Vasconcelos, V., Sivonen, K., Evans, W.R., Carmichael, W.W. et Namikoshi, M., 1996. Hepatotoxic microcystin diversity in cyanobacterial blooms collected in Portuguese freswaters. Wat. Res. 30, 2377–2384.

Vasconcelos, V. M.; Oliveira, S. et Teles, F. O., 2001. Impact of a toxic and a non-toxic strain of *Microcystis aeruginosa* on the crayfish *Procambarus clarkii*. Toxicon 39(10):1461-1470.

Vasconcelos, V. M.; Sivonen, K.; Evans, W. R.; Carmichael, W. W. et Namikoshi, M., 1995. Isolation and characterization of microcystins (heptapeptide hepatotoxins) from Portuguese strains of *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend Elenkin. Arch. Hydrobiol. 134(3):295-305.

Vezie, C., Brient, L., Sivonen, K., Betru, G., Lefeuvre, J.C. et Salkinoja-Salonen, M. 1997. Occurrence of microcystins containing cyanobacterial blooms in freshwaters of Brittany (France). Arch. Hydrobiol. 139, 401–413.

Ward, C.J., Beattie, K.A., Lee, E.Y.C. et Codd, G.A. 1997. Colorimetric protein phosphatase inhibition assay of laboratory strains and natural blooms of cyanobacteria : comparaison with high-parformance liquid chromatography analysis for microcystins. FEMS Microbilogy Letters, 153, 465-473.

CORRELATIVE ANALYSIS FOR PHYSICAL-CHEMICAL PARAMETERS AND THE DATA SATELLITE TO CHARACTERIZE THE AQUATIC POLLUTION. APPLICATION TO ALGIERS CITY, ALGERIA

ETUDE CORRELATIVE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET DES DONNEES SATELLITES POUR CARACTERISER LA POLLUTION AQUATIQUE. APPLICATION A LA BAIE D'ALGER, ALGERIE

F. HOUMA[(1)] * ; N BACHARI[(2)]

[1]. Laboratoire ''Environnement, Aménagement et Ecosystèmes Littoraux'' Institut des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral. Campus Universitaire de Dely Ibrahim Bois des Cars, 16320 Alger, Algérie Tel:213(21).91.77.91, Télécopieur : 213(21).91 77 91, Email ; houmabachari@yahoo.fr ; f_houma@ismal.net

2. Institute of Industrial chemistry, USTO, B. P. N° 1505, El-M'Nouar, Oran, Algeria, Department de physique, USTO, B. P. N° 1505, El-M'Nouar, Oran. bachari10@yahoo.fr

Abstract

Waste disposal alters the chemical and physical characteristics of the water, consequently its light reflectance properties which can be detected by satellite imagery.

Water was sampled from sites of Algeria's bay, port, sea, as well as from the urban sewage and industrial refuse. Temperature (T), acidity (pH), turbidity (TU), suspended material (SM), dissolved oxygen (DO), electrical conductivity C, chemical oxygen demand (COD), biological oxygen demand at the fifth day (BOD_5) and reflectance of water from satellite SPOT were determined.

The reflectance coefficient of water at each of the studied areas has calculated using SPOT image at three bands: XSI (0.5 - 0.59 μm), XS2 (0.6 - 0.69 μm) and XS3 (0.7 - 0.79 μm). The aim of this study is to find the regression line (equation) and the correlation between the reflectance coefficient, calculated from satellite image, and each physical and chemical parameter. Correlation coefficient were very low ($r<0.15$) between reflectance and some water physical parameters (T, pH and C).

However, reflectance was highly correlated ($r = 0.83$ -0.85) with the rest of physical (TU, SM) and biological (DO, COD, BOD_5) parameters ($r = 0.67$-0.92).

Key words: Water, pollution, Satellite image, reflectance, mapping.

Résumé

Le contrôle de la qualité de l'eau est fondé naturellement sur des mesures et des prélèvements *in situ*. Des images satellites étalonnées à partir des données mesurées *in situ* fournissent une information quantitative et continue sur le milieu aquatique et peuvent être

employées pour estimer, avec une approximation raisonnable, les facteurs affectant la qualité de l'eau .L'objectif de cet article consiste à établir des corrélations entre les propriétés optiques de l'eau de mer et les paramètres physico-chimiques. Nous présentons des relations exprimant les variables indicatrices de la qualité des eaux du littoral d'Oran et la réflectance calculée de chaque pixel à partir d'un modèle physique de correction radiométrique. Les meilleures corrélations sont obtenues sur le canal visible. Pour la demande chimique en oxygène, l'oxygène dissous et pour la demande biochimique de l'oxygène , le coefficient de corrélation varie de **(0.67 -0.92)**, pour les matières en suspension $r^2 = 0.88$ et pour la turbidité **(r = 0.83 -0.85).** Finalement, des relations linéaires sont établies avec les réflectances. L'inversion de ces relations permet d'obtenir des images transformées à partir du logiciel de traitement d'image afin d'estimer pour chaque pixel le degré de pollution du milieu.

Mots Clés : Eau, Pollution, Images Satellitaires, Réflectance , cartographie.

1. Introduction

The highly demographic increase in the developing countries led to a rapid expansion of the primary urban areas. Solid and liquid rejects coming from domestic consumption and industrial activities are spilled out on potential water sources such as seas, lakes and other natural areas. In order to protect the natural medium and to control the pollution caused by such rejects, it is necessary to achieve a continuous survey of the reject zones. Satellite imagery can be used to estimate, with a reasonable accuracy, the factors affecting the water quality. It has a great importance to achieve the necessary continuous monitoring of the relevant area with an overall analysis of its pollution. (Baban , M. J Serwan 1993).

Waste disposal in water affects and alters the chemical and physical characteristics of the water in question. These changes cause, in turn, an alteration of the water appearance. It is, therefore, reasonable to estimate the relations linking the variation of the chemical and physical properties to the variation of the spectral properties of water, or more precisely, to its reflecting power. (Ferrari and Tassan 1999).

The aim of the present study is to: 1- relates the reflectance of the different polluted water with its physics -chemical parameters; 2- show the significance of such relations and 3- propose a procedure of maps establishment can be interpreted as aquatic pollution maps.

2. Material and methods

a. Water sampling

The Algiers bay is located in the central part of the Algerian coast. It is characterized by its semicircular shape of an approximate surface of about 180 km^2. It is limited to the East by Bordj El- Bahri (Cap Matifou) and to the West by Rais Hamidou (the Pescade headland). This area is very urbanized and the majority of the units are concentrated in the industrial zones of Oued Smar, El Harrach, Algiers seaport, Rouiba and Réghaia. The city is located on the Mediterranean coast, in the North of Africa with a latitude of 36° 49' 35'' - 36° 49' 50'' and longitude of 03° 14' 50'' - 03° 00' 40'' East.

Our zone of study is mainly contaminated by various sources of pollution and is subjected to several types of urban and industrial wastes.

Within the evaluation framework of the coastal site contamination degree of Algiers bay, we have taken samples on the surface of sea water in Mars 2004 in 40 stations.

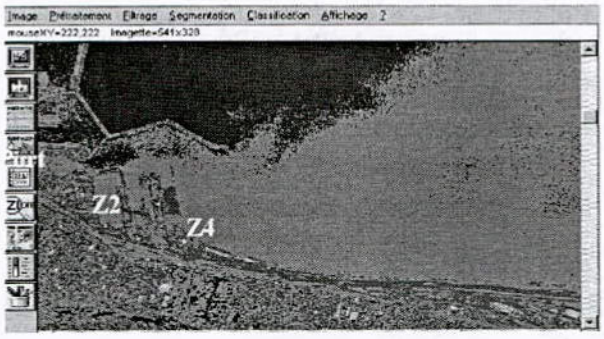


Figure 1 : Rough image of bay of Algiers taken by the satellite SPOT.(2004)
The sites of water sampling from the sea.

The sampling realized by a boat *IBTASSIM* oceanography. This boat is equipped of an echo-sounder NAVICOM type NF 180 and of a Global Position System (G.P.S). The day of sampling the sea was quiet none agitated, the colour of the sky is blue deep and the speed of wind is the order of 2 to 4 m/s. We have decoupled Algeria's bay in matrix of 40 elements (stations) (figure.1). Measures are done with the help of a boat that made a radial displacement. Water samples have been collected from different sites of Algiers City. From each site, water samples have been taken at the source and from different places far from the coast. The cover of all stations is making in four hour's. Measures lost their characters instantaneousness. (Figure 2)

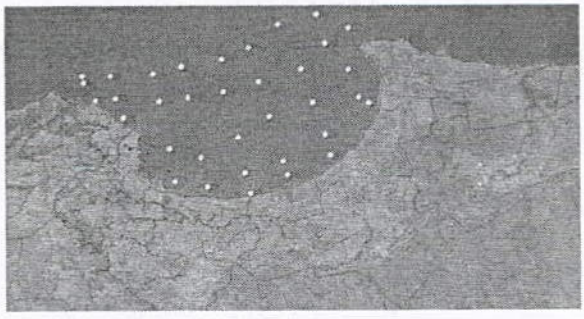


Figure 2 : Bay of Algiers with the main dismissals (presented by arrows)
and stations of sampling.

b. Physico- chemical parameters

According to Rodier (1996) the following parameters have been analysed in water: temperature (T), acidity (pH), turbidity (Tu), suspended material (SM), dissolved oxygen (DO), the electrical conductivity (C), chemical oxygen demand (COD) and the biological oxygen demand at the fifth day (BOD_5).

3. Determination of water reflectance by SPOT imagery

The radiance of measured by a satellite sensor results from the solar radiation affected by several process: absorption and diffusion on both downward and upward path by the atmospheric components, reflection at the ground surface. The radiance $R_{sat\lambda}$ at the top atmosphere can be expressed with the following equation:

$$R_{sat\lambda} = E_{atmo\lambda} + G_\lambda(\theta_s)\, T_\lambda(\theta_v)\, \rho_\lambda /(1-\rho_\lambda A) \quad (1)$$

where: E_{atmo} is just the radiance of the atmosphere if the ground was nonreflecting ($\rho_\lambda = 0$); G_λ is a global radiation include a direct radiation and a diffuse radiation.; $T_\lambda(\theta_v)$ is a transmission function from the ground to the top of the atmosphere for the radiance; ρ_λ is the hemispherical reflectance of the ground, A is the spherical albedo for the atmosphere which account for multiple scattering and reflections between the ground surface and the atmosphere ; θ_s solar zenith angle in degrees and θ_v viewer angle in degree.

When the soil reflectance is a weak the equation (1) can be approximately in linear form:

$$R_{sat\lambda} = E_{atmo\lambda} + G(\theta_s)\, T_\lambda(\theta_v)\, \rho_\lambda \quad (2)$$

The SPOT satellite observes the earth, in three spectral channels XS1 (0.5 - 0.59µm), XS2 (0.6 - 0.69µm), XS3 (0.7 - 0.79µm) with a spatial resolution of 20m and with a panchromatic channel (0.6 - 0.81µm) with a spatial resolution 10m. In these SPOT spectral windows, only ozone absorption, molecular and aerosol diffusion, affect radiation in its double way sun-ground and ground-captor (Bachari.N et al, 1997).

In the first part of our work we simulate the measurement achieved by the captor for pure water (from the sea far from any pollution):

$$B_{simulated} = \frac{\int_{\Delta\lambda} R_{sat\lambda} S\lambda d\lambda}{\int_{\Delta\lambda} E_{0\lambda}(1+f)\cos(\theta) S\lambda d\lambda} \quad (3)$$

where $E_{0\lambda}$ is a mean solar exo-atmospheric irradiances in w cm^{-2} μm^{-1} ; (1+f) is an earth-sun distance in astronomical units. The "f" for a specific day can be approximated by the relation of Gurney and Hall,1983; $f = 0.0167 \sin(2\pi (j - 93.5))/365)$ where j is day number of the year, S_λ : is a sensitivity of record and $\Delta\lambda$ is a band of record.

In second part we using the imagery treatment (N.Bachari et al, 1994), we determine the real value evaluated by the satellite for a deep sea water (B_{real}). We use a both the simulated value ($B_{simulated}$) and the real value to calculated the calibration C_j factor for each channel :

$$C_i = (B_{simulated} / B_{real})_i \quad (4)$$

We take the image and we transform the digital account into radiance by the linear relation:

$$E = \pi . C_j . B \quad (5)$$

for each channel j We use the reverse model to calculate the reflectance Ref_j for each pixel from the following relation:

$$Ref_j = \frac{\pi C_j B - \int_{\Delta\lambda} R_{atmo} S\lambda d\lambda}{\int G_\lambda T_\lambda(\theta_v) S\lambda d\lambda} \quad (6)$$

4. Results and discussion

a. Application

Table 1 summarize the physico-chemical analysis of water in the studied areas and table.2 shows the reflectance of water using SPOT imagery measured at three channels: Temperature ranged between 20 to 24 °C with exceptionally high (31) in Z1. The pH was slightly alkaline (7.09 to 8.00). Conductivity was significantly high in Z2 showing more salinity then in sea. Both turbidity and suspended material showed big differences between areas. The other parameters showed the same phenomenon.

Table 1 : The physic-chemical analysis of water in the studied areas.

	SEA	PORT	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5
T(° C)	20.2	21	24	23	22	31	23
pH	8.00	7.98	7.88	7.88	7.55	7.09	7.15
C(mS/cm)	44.8	45.2	49.5	41.4	31.8	146.5	145.1
Tu (NTU)	2	4	76	62.9	53	54	75
SM (g/l)	0.01	0.04	1.884	1.884	1.080	0.2	3.26
COD (mgO2/l)	75	180	1900	1500	625	875	1500
DO (mgO2/l)	3	2	0.89	0.8	1.1	1.1	0.6
BOD_5 (mgO2/l)	50	100	550	500	250	350	500
COD/BOD_5	1.5	1.8	3.54	3.00	2.5	2.5	3

Table 2 : The reflectance of water using SPOT imagery measured at three channels.

	SEA	PORT	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5
REF(xs1)	0.0413	0.0452	0.0784	0.0480	0.0480	0.0560	0.0600
REF(xs2)	0.0120	0.0130	0.0472	0.0333	0.0224	0.0271	0.0441
REF(xs3)	0.006	0.007	0.0286	0.0135	0.0098	0.0116	0.0188

b. Correlation

The following correlations and regressions were obtained:

For channel 1:

$Refl = -0.0086\ DO + 0.0653$ (r = 0.33)

$Refl = 10^{-0.5}\ COD + 0.0397$ (r = 0.65)

$Refl = 5\ 10^{-0.5}\ BOD_5 + 0.0379$ (r = 0.57)

$Refl = 0.0146\ COD/BOD_5 + 0.0165$ (r = 0.63)

$Refl = 0.31423 + 0.0004 * TU.$ (r = 0.83).

$Refl = 0.31350 + 0.00005 * MES$ (r = 0.85)

For channel .2:

$Ref2 = -0.134\ DO + 0.0466$ (r = 0.67)

$Ref2 = 2\ 10^{-0.5}\ COD + 0.0466$ (r = 0.94)

$Ref2 = 7\ 10^{-0.5}\ BOD_5 + 0.0666$ (r = 0.92)

$Ref2 = 0.0192\ COD/BOD_5 - 0.0202$ (r= 0.92)

For channel 3:

$Ref3 = -0.006\ DO + 0.0218$ (r = 0.42)

$$Ref3 = 10^{-0.5}\ COD + 0.04 \qquad (r = 0.22)$$

The correlation coefficients between reflectance and some physical parameters (T, pH and C) were very low ($r < 0.15$). The correlation between all the other parameters and reflectance was higher at channel 2 and channel 1.

The correlation with TU and SM were high ($0.83 < r < 0.85$). On the other hand, the correlation between reflectance and the biochemical parameters (DO, COD, BOD_5 and COD/ BOD_5) where relatively high.

c. Discussion

The substances which determine the optical properties of water surfaces ,and then influence their reflectivity, may be classified in three categories : i) the alive phytoplankton and the detritus which come with it ;ii) the suspended particles; iii) the dissolved organic matter .The phytoplankton and the biogenic detritus which are associated with it have generally the same colour. In most oceanic waters and in some coastal waters where terrigenous supplies are little, the influence of the phytoplankton is dominant .In natural conditions; it is very difficult to dissociate the effects of the phytoplankton and those of the biogenic detritus on the coefficient of absorption for which only global estimations are made. The phytoplankton cells and the particles correspond to the biogenic detritus causing a Mie diffusion of the light which does not much depended on the wavelength. Therefore, the colour of water gradually takes a green shade with the increase of the phytoplankton concentration. As it was expected, our results show that for polluted waters.

A high correlation ($r = 0.65$) between turbidity and suspended material was found. Turbidity and suspended solids have one comment effect in reducing light penetration thereby suppressing primary production in the form of algae and macrophates. (Ferrari, 1992). This, in turn affects the available dissolved oxygen. Our results confirmed this situation which showed a high negative correlation between turbidity and dissolved oxygen ($r = 0.87$). The following regression equation regression is derived.

$$DO = - 0.0252\ Tu + 2.54552 \qquad (7)$$

The oxygen needed for chemical oxidation of organic matter and the accompanied minerals is expressed as COD. Therefore a higher value of this parameter means more organic pollution. BOD_5 estimates the oxygen needed for biological oxidation of organic and inorganic matters by organisms which are actually present in the polluted water. So, the ratio COD/ BOD_5 refers to the capacity of organisms found in the water to oxidize the organic matter found in the medium. The results showed that this ratio increased with pollution degree and with reflectance ($r = 0.9$) at the different reflectance channels. For easier monitoring water quality we could use the satellite imagery to expect, by excellent validity, the capability of the water to reduce the organic pollution resulted from urban discharge. Moreover, the biological parameters could be calculated from each other since they are highly correlated ($r^2 = 0.68 - 0.96$).

Saprobity is a biocenotial expression of BOD_5. Many investigators (Zelinka and Marvan, 1957; Rothshein, 1977 and Sladecek, 1973) showed the relation of saprobic zones to the BOD_5 especially within the limosaprobity. Sladecek (1975) modified this relation and

showed the abundant organisms at different saprobic index. They reported that their diagram is valid in 90 - 95% of cases.

According to Sladecek 1973 , our BOD_5 values (50 - 500) represent saprobic index between 3.5 to 6.5 which have saprobity degrees of polysaprobity (sea in this work), isosaprobity (port, Z3 and Z4), and metasaprobity (Z1, Z2 and Z5). According to Graham category (1965) our areas are seriously (sea, port, Z3, and Z4) and grossly (Z1, Z2 and Z5) polluted. At such saprobic index the self purification and decay is going under anaerobic condition. However, our results showed that the concentration of the dissolved oxygen in sea and port is moderate which means that the regression succession of saprobic cycle is continued under aerobic condition which may shorten this process toward less saprobity. It seems that the main sewage sites of Algiers city have reached the progressive direction of saprobity.

It is now in the regressive succession of the saprobity and this process is more progressed in sea and port where more dissolved oxygen than in other areas where less dissolved oxygen. (Precis de Teledetection .1996). Z1, Z2 and Z5 are suffering of the bad effect of both low dissolved oxygen and high turbidity. The sites should be examined to determine the saprobity degree by biological indicators in order to know how the ecological system is developed.

According to a program developed by Bachari and Benabadji (1994), we used the equation:

$$Ref2 = 0.0192COD/BOD_5 - 0.0202 \qquad (r = 0.92) \qquad (8)$$

to compose the figures 3 and 4 which clearly showed different distinct color subareas in each of the studied area. Each color indicates a different degree of water quality or pollution. By this technique it is possible to construct a very beautiful and global picture for degree of unknown pollution spread over a wide water surface with relatively less expanses and rapid evaluation.

d. Pollution map

Finally, linear relations are established between physico-chemical parameters and reflectances .The inversion of these relations offers the possibility to estimate for each pixel the degree of water quality .Figures showed clearly different distinct colour subareas in each of the studied area .Each colour indicates a different degree of water quality or pollution .By this technique it is possible to construct a very beautiful and global picture for degree of unknown pollution spread over a wide water surface with relatively rapid evaluation. (figure 5)

By using software PCSATWIN (Bachari, 1994) , we have transformed the reflectance image into an image which makes it possible to estimate a certain extent the pollution of the environments . Indeed, there is a strong relation between the reflectances and these components content. Actually, the colour of sea water which is one of the obvious organoleptic descriptors, remains always a significant factor of differentiation which informs about the gleam of water, about its quality and which can be useful like an indicator of its transparency. (Houma and al, 2004)



Figure 3: Spatialization of suspended matter. Image SPOT transform starting from the relation: MES (mg/l) = -4277 + 13680 * XS1.

The figures 3, 4 and 5, enable us to clearly classify the zones polluted by the distinction of the colour of each area on the basis of the transformed satellite image, that is to say several classes observed indicating a different degree of pollution. We conclude that the visible channels can thus be well intended for the marine applications.

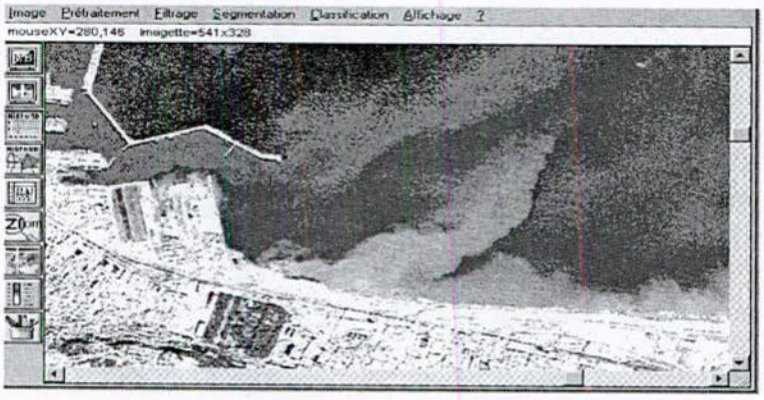


Figure 4 : Spatialization of turbidity. Image SPOT transform starting from the relation: Tu (NTU) = -5149 +16421* XS1.

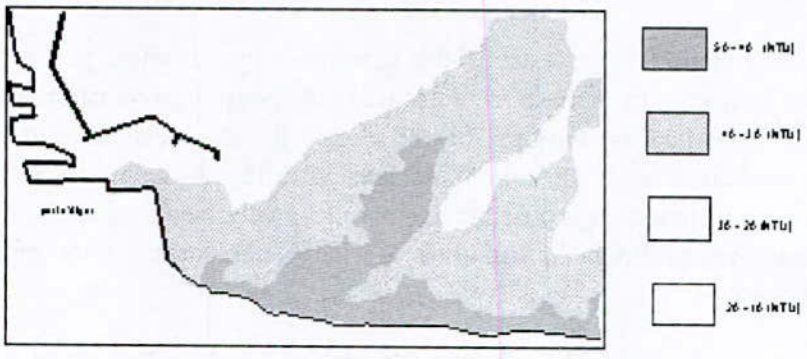


Figure 5: Cartography of the turbidity in Algiers bay.

5. Conclusion

The analysis of water sea can be a great importance for the environmental study of a given medium. The physicochemical parameters are revealing of a degree of pollution marine, but their measurements are long and very costly to be used for a continuous survey of the

environment. Considering these difficulties the satellite imagery by its spectral wealth and global vision has all potentialities to be an ideal mean for qualitative analysis of the natural medium

The remote sensing is an effective technique for the space-time monitoring of the natural environment. Its use is very promising, it makes it possible to quickly cover a significant surface and at low expenses, by comparison with the traditional methods. This piece of work showed us the possibility of estimating pollution on the basis of the satellite images which can be used to monitor the coastal zones pollution. Indeed, the image reveals a global and instantaneous vision of the state of the environment and makes it possible to locate the sample in its environment.

The reflectance is a characteristic parameter of the physical state of the object, which can be used to study the environment. As it was expected, our results show that for polluted waters the reflectance is greater that it is for clear waters.

The correlative analysis made realizable the determination of the pollution indicators based on the satellites SPOT. The spatialization of the values measured on the ground facilitates indeed the environmental monitoring of water quality and the environment interventions. The capacity of visible spectral bands is however very remarkable, they can be used for other thorough studies to establish true pollution maps which can give information on the quality of coastal water by the means of satellites put into orbit.

6. References

Baban, M, J .Serwan 1993. Detecting toilets quality parameters in Norfolk Broads, the U.K., using Landsat imagery. *Int.J. Remote Sensing*, 14: 1247-1267.

Bachari. N, Benabadji. N, 1994. Développement du logiciel d'analyse d'images satellite SPOT, LANDSAT et METEOSAT; J.Télédetection AUPELF-UREF, N° 24. Bachari N, N.Benabadji , A. Abdellaoui. 1997. Développement du logiciel d'analyse spectrale et temporelle des images satellite type SPOT, LANDSAT and METEOSAT, A.M.S.E, J Volume.38, N° 1,2, pp15-34.

G.M. Ferrari, S.Tassan1992.Evaluation of the influence of yellow substance absorption of the remote sensing of water quality in the golf Naples:a case study. Int. J. Remote Sensing,1992 , Vol ,13,N 12 ,2177-2189

Ferrari GM., S-Tassan.1999. Evaluation of the influence of yellow substance absorption of the remote sensing of toilets quality in the Naples Golf: box study has. Int.J. Remote Sensing 1992, Flight, 13, N 12:2177-2189.

Graham, T.R 1965. Ann. Rept Lothians River Purif. Borard. Quoted according to Cahandler, 1970.

Houma, F., Belkessa., R , Khouider A., Bachari, N., Derriche, Z.,2004. Etude Corrélative des Paramètres Physico- Chimiques et des Données Satellites IRS1C pour Caractériser la Pollution Aquatique. Application à la baie d'Oran, Algérie. *Revue Sciences de l'eau.* Décembre Vol 17/4 . pp : 429-446

Precis de Teledetection .1996. Principes et méthodes, Ferdinand Bonn/ Guy Rochon, UREF, Canada.

Rodier, J. 1996.L'analyse de l'eau (eaux naturelles , eaux résiduaires et eaux de mer), 7ème édition DUNOD.

Rothschein , J. 1977. Saprobitat und Wasserchemismus. Ergebn. Lilmnol. 9, 101-102

Sladecek, V. 1973. System of water quality from biological Point of view.Ergebn. Limnol. 7, 1-218.

Sladecek, V. , Tucek , F. 1975. Relation of the saprobic Index ti BOD5. Water Res. 9,791-794.

Zelinka, M . Marvan P. 1957.Die wichtigsten Erkenntnisse aus der statistischen Verarbeitung der Wasseranalysenresultate der mahrischen flüsse. Voda 36, 152-155.(in Czech).

OPTIMISATION DE LA CHLORATION DANS LES RESEAUX D'ADDUCTION D'EAU POTABLE. APPROCHE SANITAIRE ET ÉCONOMIQUE.

CHLORINATION OPTIMIZATION IN DRINKING WATER SYSTEMS. SANITARY AND ECONOMIC APPROCH.

I. NOUIRI[1,*], H. CHAKROUN[2], S. RIDENE[4], N. MANAI[3], I. BEN LILI[4], M. NEFZI[4] ET F. LEBDI[3]

(1) : Ecole Supérieure d'Agriculture du Kef, Laboratoire des sciences et technologies de l'eau.
(2) : Ecole Nationale d'ingénieurs de Tunis.
(3) : Institut National Agronomique de Tunisie.
(4) : Société Nationale d'Exploitation et de Distribution des Eau.
(*) : Auteur à correspondre (nouiri.issam@iresa.agrinet.tn)

Résumé

Ce travail a pour objectif le développement d'un outil pour l'optimisation de la chloration dans les réseaux d'eau potable. Un objectif sanitaire et un objectif économique ont été considérés lors de la formulation du problème. La résolution du problème a été réalisée par un algorithme génétique (AG). L'outil d'optimisation développé dans ce travail a été utilisé pour optimiser la chloration dans un réseau d'adduction réel, dont la chloration est assurée uniquement à partir de la source d'eau : Chloration conventionnelle. Ce mode de gestion a caractérisé le cas d'étude par une large variabilité spatio-temporelle des taux de chlore libre. Une grande quantité de chlore a été nécessaire pour appliquer ce mode de gestion de la chloration. Les calculs d'optimisation ont montré que la chloration du réseau d'adduction étudié peut être optimisée par l'injection du chlore en cinq ou en sept stations d'appoint dans le réseau, en plus de la station de chloration située à la source d'eau. Ces modes de gestion permettent d'améliorer l'uniformité de la chloration, par la réduction de la somme des carrés des écarts des taux de chlore libre et par la réduction de la masse de chlore libre injectée dans le réseau.

Mots clés : Eau potable, chloration, optimisation, uniformité, stations d'appoint, algorithme génétique.

Abstract

The aim of this work is to develop a chlorination optimization tool, in drinking water networks. A sanitary objective and an economic objective have been considered in the problem formulation. Problem resolution has been insured by a genetic algorithm (GA). The optimization tool, developed in this work, has been used to optimize chlorination in real network, in witch chlorination is achieved solely from the water source: Conventional chlorination. This management mode has characterised the study case by large spatial-temporal free chlorine rates variability. Important chlorine mass has been necessary to apply this chlorination management mode. The optimization computation demonstrates that network case study chlorination can be optimized using five or seven chlorine booster stations, in addition to the chlorination station in the water source. These management modes permitted to improve the chlorination uniformity by reducing the free chlorine rates deviation sum-square and by reducing the required free chlorine mass injected in the network.

Key words: Drinking water, chlorination, optimization, uniformity, booster station, genetic algorithm.

1. Introduction

La qualité du service et la rentabilité économique de la distribution de l'eau potable sont tributaires de la performance de la gestion du réseau, des sources d'eau jusqu'aux points de consommation. La désinfection de l'eau produite constitue une des principales taches de gestion. Elle présente pour le gestionnaire du réseau une lourde charge financière continue. Le chlore est le désinfectant le plus utilisé dans l'industrie de l'eau potable dans le monde. En Tunisie, la chloration des réseaux d'eau potable est assurée par l'addition de l'eau de javel au niveau des sources d'eau et aux réservoirs de régulation. L'utilisation de fortes doses de chlore libre dans les réseaux d'eau potable génère des odeurs indésirables (Turgeon et al., 2004) et des sous-produits chlorés (SPC), tels sont les cas des Trihalométhanes (THM) et des Acides Haloacétiques (AHA) (Rodriguez et al., 2004). Ces composés, soupçonnés d'être concérigènes et d'avoir des effets négatifs sur la reproduction, sont générés par la réaction du chlore avec la matière organique naturelle (MON) de l'eau (Monarca et al., 2004 ; Brown and Emmert, 2006 ; Hua and Rekhow, 2007). Uyake et al. (2007) ont démontré que la formation des SPC dépend essentiellement de la dose de chlore et du pH de l'eau.

La lutte contre les maladies d'origine hydrique et l'élimination des risques de formation de goûts et des sous-produits chlorés passe par le maintien du taux de chlore libre à des valeurs admissibles, sur tout le réseau et à tout moment. Lors de la chloration à partir des sources d'eau : chloration conventionnelle, les processus de réaction-transport du chlore créent dans les réseaux d'eau potable, caractérisés par des temps de séjours importants, des mauvaises distributions des taux de chlore libre. Des écarts importants seront alors observés entre l'amont et l'aval du réseau (Nouiri et Lebdi, 2006). Depuis la fin des années 90, nombreux travaux de recherches ont proposé des approches pour optimiser la chloration dans les réseaux de distribution d'eau potable. L'identification des stations d'appoints de chlore et l'optimisation de leurs consignes ont constitué les axes les plus adoptés (Subramaniam et al., 2000 ; Tryby, 2002 ; Munavalli et al., 2003 ; Propato et Uber, 2004 ; Nouiri et Lebdi, 2006). Sur la base de la simulation, les travaux précédents ont démontré que l'utilisation des stations d'appoint de chlore dans les réseaux de distribution permet d'améliorer considérablement l'état de la chloration. Des réductions considérables des masses de chlore utilisées ont été également obtenues.

Sachant que le fonctionnement hydraulique et la gestion des réseaux d'adduction d'eau potable sont différents des réseaux de distribution, il est proposé dans le présent travail une nouvelle formulation pour l'optimisation de la chloration dans les réseaux d'adduction. Les variables de décision sont le nombre et les emplacements des stations d'appoint de chlore dans le réseau d'adduction. La résolution du problème sera assurée par un algorithme génétique (AG).

Les gestionnaires fixent habituellement des consignes de chlore libre aux sorties des réservoirs de mise en charge en fonction des tailles des réseaux de distribution. Pour garantir ces consignes, des masses de chlore sont couramment injectées au niveau des réservoirs. Les quantités de chlore injectées dépendent des temps de séjour de l'eau dans les réservoirs et surtout des taux de chlore libre aux arrivées de ces ouvrages. Il est donc avantageux pour les gestionnaires d'avoir aux entrées (arrivées) de leurs réservoirs des taux de chlore libre qui permettent d'assurer aux sorties (distributions) les consignes habituelles, tout en injectant de faibles quantités de chlore.

Face à la diversités des tailles des réseaux de distribution et vu les larges étendues des réseaux d'adduction, il est impossible avec les méthodes conventionnelles de la chloration d'assurer des taux de chlore libres acceptables aux entrées de tous les réservoirs alimentés par un même réseau d'adduction. Les réservoirs les plus proches des sources d'eau auront les taux de chlore libres les plus importants. Aucuns appoints de chlore ne seront nécessaires à ce niveau. Les réservoirs les plus éloignés enregistrent les taux de chlore libre les plus faibles. Des appoints de chlore importants doivent alors être ajoutés pour assurer les consignes aux sorties des réservoirs.

Deux objectifs de l'optimisation de la chloration dans les réseaux d'adduction peuvent être identifiés. Le premier objectif est sanitaire. Il s'agit de garantir à l'entrée de chaque réservoir « r » une concentration de chlore libre cible « Cac(r) », fixée par le gestionnaire du réseau de distribution mis en charge par le réservoir « r ». Le deuxième objectif est économique : Le gestionnaire du réseau d'adduction préfère atteindre l'objectif sanitaire tout en réduisant les charges de la chloration. Il s'agit d'utiliser le minimum de stations d'appoint de chlore dans le réseau et d'injecter la plus faible quantité de chlore dans le réseau.

2. Formulation du problème d'optimisation de la chloration

L'objectif sanitaire énoncé peut être exprimé par la minimisation de la somme des carrés des écarts « E(R, T) », entre les taux de chlore libre « c(r, t) » calculés aux arrivées des réservoirs « r », aux pas de temps « t », et les taux de chlore libre cibles « Cac(r) », exigés par le gestionnaire du réseau aux l'entrées des réservoirs « r ». L'équation suivante formule cet objectif :

$$Min \qquad E(R,T) = \sum_{t=t_{ini}}^{t_{ini}+24} \sum_{r=1}^{R} (c(r,t) - Cac(r))^2 \qquad (1)$$

où, R est le nombre de réservoirs alimentés par le réseau d'adduction ; T est la période d'évaluation de l'état de la chloration ; t_{ini} est le premier pas de temps d'évaluation.

L'objectif économique énoncé est exprimé dans le cadre de ce travail par la minimisation du nombre de station d'appoint de chlore dans le réseau « Ns ». La réduction de la masse de chlore dans le réseau sera considérée une conséquence de l'optimisation du nombre et des emplacements des stations d'appoint de chlore. L'équation suivante formule l'objectif sanitaire de l'optimisation : $Min \qquad Ns$ (2)

Pour des considérations sanitaires, des contraintes sur les taux de chlore libre dans le réseau sont également prises en considération. En effet, les consignes de chlore libre « $C_s(s, t)$ » imposées aux sources de chloration « s », à tout instant « t », ne doivent pas dépasser des limites supérieures « Cs_{max} », pour éviter la formation des sous produits du chlore (SPC). De plus, au niveau des nœuds « n » du réseau, les taux de chlore résiduel libre « c(n, t) » doivent être maintenus dans une plage acceptable [ε_{min} , ε_{max}], quelque soit l'instant « t ». Les équations suivantes formulent les deux contraintes évoquées :

$$Cs(s,t) \leq Cs_{max} \qquad (3)$$

$$\varepsilon_{min} \leq c(n,t) \leq \varepsilon_{max} \qquad (4)$$

Où : ε_{min} et ε_{max} sont les taux de chlore libre respectivement minimal et maximal acceptables.

3. Méthodologie

Pour assurer l'optimisation de la chloration, il a été adopté une méthodologie de travail reposant sur la modélisation spatiale du système étudié, utilisant le logiciel ArcView. Pour le besoin de la modélisation hydraulique et qualité, un couplage avec le logiciel EPANET (Rossman, 2000) a été réalisé, moyennant l'extension GisRed de ArcView. Dans ce cadre, il a été supposé que les réactions du chlore avec la masse de l'eau et avec les parois des conduites dans les réseaux d'eau potable de tailles importantes sont du premier ordre.

Partant des faits que les réseaux d'eaux potables sont caractérisés par une structure physique de grande taille (nombre de conduites et nombre de nœuds) et que la résolution du modèle d'optimisation passe obligatoirement par la modélisation hydraulique et qualité du réseau, il a été décidé d'éviter les méthodes reposant sur la programmation mathématique. Sachant que la littérature récente dans le domaine de l'optimisation sur les réseaux hydrauliques a confirmé la performance des méthodes heuristiques, notre choix a porté sur les algorithmes génétiques pour résoudre le modèle d'optimisation ci-dessus formulé. Les étapes de calcul sont détaillées aux paragraphes suivants :

- **Codage de la solution au problème** : En considérant que tout nœud du réseau d'adduction peut ou non être une station d'appoint de chlore, une solution au problème peut être codée en binaire comme présenté dans la figure 1 suivante :

Nœud	1	2	.....	n	.....	N
Code	0	1	.....	y(n)	.....	0

Figure 1 : Forme de la solution au problème d'optimisation de la chloration

où, y(n) est une variable binaire qui prend la valeur 1 si le nœud « n » est une station d'appoint de chlore. Elle prend la valeur 0 si non.

- **Création d'une population initiale** : L'algorithme génétique (AG) commence toujours par la création d'un ensemble, formé de « T_{pop} » solutions aléatoires. Cet ensemble est appelé population initiale.

- **Évaluation des solutions** : Pour l'évaluation des solutions à un problème d'optimisation, un AG utilise une fonction d'adaptation, proportionnelle à la fonction objective du problème d'optimisation. Les meilleures solutions sont celles caractérisées par les fonctions d'adaptation les plus importantes. Dans le présent travail, le problème de minimisation des fonctions objectives et le respect des contraintes qualité a été transformé en un problème de maximisation d'une fonction d'adaptation globale « F_G ». Les équations suivantes détaillent les transformations réalisées :

$$F_G = p_1 \times F_U + p_2 \times F_{Ns} + p_3 \times F_{\varepsilon \min} + p_4 \times F_{\varepsilon \max} \qquad (5)$$

Où,

- F_U est la fonction d'adaptation qui exprime l'importance des écarts de chlore libre enregistrés aux entrées des réservoirs, par rapport aux valeurs cibles :

$$F_U = \frac{1}{1 + E(R,T)} \qquad (6)$$

Cette fonction est comprise entre 0 et 1. En considérant que la solution idéale, qui n'existe pas évidemment, est caractérisée par une somme des carrée des écarts nulle (E(R, T)=0), la fonction F_U est maximale, gale à 1. Lorsque E(R, T) prend des valeurs importantes, la fonction F_U tend vers 0. Pour chaque solution testée, le logiciel EPANET (Rossman, 2000) est utilisé pour calculer « E(R, T) », qui servira au calcul de F_U.

- F_{Ns} est la fonction d'adaptation qui exprime le nombre de stations d'appoints utilisées pour assurer la chloration du réseau d'adduction, donnée par l'équation :

$$F_{Ns} = \frac{1}{1+Ns} \qquad (7)$$

Comme pour l'équation précédente, la fonction F_{Ns} est comprise entre 0, lorsque N_s prend de grandes valeurs, et 1, lorsque aucune station d'appoint n'est utilisée.

- $F_{\varepsilon min}$ et $F_{\varepsilon max}$ sont les fonctions qui expriment l'importance des violations des limites respectivement minimale et maximale acceptables des taux de chlore libre au niveau des nœuds du réseau d'adduction. Les équations suivantes formulent ces fonctions d'adaptations : $F\varepsilon_{min} = \frac{1}{1+\sum V\varepsilon_{min}}$ (8) et $F\varepsilon_{max} = \frac{1}{1+\sum V\varepsilon_{max}}$ (9)

où, « $\sum V_{\varepsilon min}$ » et « $\sum V_{\varepsilon max}$ » sont les sommes des violations des limites respectivement minimale « ε_{min} » et maximale « ε_{max} » durant la période d'évaluation « T ».

Lorsque les violations des limites acceptables sont nulles, les deux dernières fonctions d'adaptation sont maximales, égales à 1. Lorsque les violations sont importantes, les deux fonctions d'adaptation tendent vers 0. La modélisation du comportement du chlore libre dans le réseau, de chaque solution étudiée, par le logiciel EPANET (Rossman, 2000) permet de calculer $F_{\varepsilon min}$ et $F_{\varepsilon max}$.

- p_1, p_2, p_3 et p_4 sont les poids de pondération respectifs des quatre fonctions d'adaptations. Ils permettent d'exprimer l'importance des objectifs et des contraintes lors de l'optimisation. C'est le preneur de décision qui choisi les valeurs des poids de pondération, dont la somme doit être égale à 1.

– **Évolution de la population initiale** : L'évolution de la population initiale est assurée par quatre opérateurs génétiques : l'élitisme, la sélection, le croisement et la mutation (Goldberg, 1991). Dans le présent travail, l'élitisme est opéré par le transfert du meilleur individu (solution) d'une population à la population suivante. La sélection par tournoi entre deux individus a été utilisée pour identifier les solutions participant à la création de nouvelles solutions. Eu égard du codage binaire des solutions, le croisement en un point entre deux solutions (parents) a été choisi pour créer deux solutions de la nouvelle population (enfants), selon une probabilité « p_c ». Un mécanisme de mutation aléatoire a été utilisé pour introduire une recherche aléatoire, selon une probabilité « p_m ». L'évolution est arrêtée lorsque la population converge vers la solution optimale.

Pour le besoin de l'optimisation, il a été nécessaire d'assurer la modélisation hydraulique et qualité du réseau. Pour valider les modèles établis, les calages hydraulique et qualité ont également constitués deux étapes essentielles de la méthodologie de travail.

4. Résultats et discussions

a. Présentation du réseau étudié

Le modèle d'optimisation présenté dans ce travail est utilisé pour optimiser la chloration dans le réseau d'adduction du Grand Tunis. Ce réseau est alimenté en eau essentiellement à partir d'une station de traitement. La mise en charge du réseau est assurée par un réservoir de capacité 20 000 m^3 et de charge constante égale à 98 m NGT. Quatre conduites émergent de ce réservoir pour alimenter 16 réservoirs de régulation : Une conduite d'adduction Nord (28,0 Km) de diamètre intérieur 1600 mm. Deux conduites d'adduction centrales (9,0 Km chacune) de diamètres intérieurs 1250 et 1190 mm alimentent un réservoir répartiteur. Une conduite d'adduction Sud (16,3 Km) de diamètre télescopique 1600/1400/1250 mm. La figure 2, en annexe, présente le schéma du réseau d'adduction retenu pour la modélisation hydraulique et qualité ainsi que pour l'optimisation de la chloration.

b. Situation actuelle de la chloration dans le réseau d'adduction étudié

En vue de caractériser l'état de la chloration du réseau d'adduction du Grand Tunis, il a été procédé, en premier lieu, par une modélisation et un calage hydraulique du réseau, sur une période de sept (07) jours : du 08/05/2006 au 14/05/2006. En deuxième lieu, et en considérant que la cinétique de décroissance du chlore libre dans les réseaux d'eau potable étendues est du premier ordre, il a été estimé expérimentalement le coefficient de réaction du chlore libre avec la masse de l'eau « K_b » égal à – 2,16 J^{-1}. Les coefficients de réaction du chlore libre avec les parois des conduites « K_w » ont été déterminés lors du calage du modèle qualité. La modélisation du comportement du chlore libre dans le réseau d'adduction, a été réalisée par le logiciel EPANET, en imposant la modulation du taux de chlore libre réelle, présentée par la figure 3 en annexe, au niveau de la source d'eau, unique station de chloration du réseau.

Le calage du modèle qualité au niveau de quatre points de mesure des taux de chlore libre (entrées des réservoirs), précisées à la figure 2, a permis d'assurer un rapprochement important entre les valeurs mesurées et celles calculées par le modèle. La figure 4 récapitule les résultats du calage qualité.

Le modèle qualité est alors utilisé pour élaborer un diagnostic de l'état actuel de la chloration du réseau d'adduction du Grand Tunis. Précisons à ce niveau que le gestionnaire du réseau vise actuellement garantir des taux de chlore cibles égaux à 0,2 mg/l aux arrivées des réservoirs équipés par des stations de chloration automatiques (7 réservoirs) et 0,5 mg/l aux arrivées des réservoirs où l'appoint de chlore demeure manuel (9 réservoirs). Les taux de chlore libre minimal et maximal acceptables avancés par le gestionnaire sont : $\varepsilon_{min} = 0,1$ mg/l et $\varepsilon_{max} = 0,8$ mg/l.

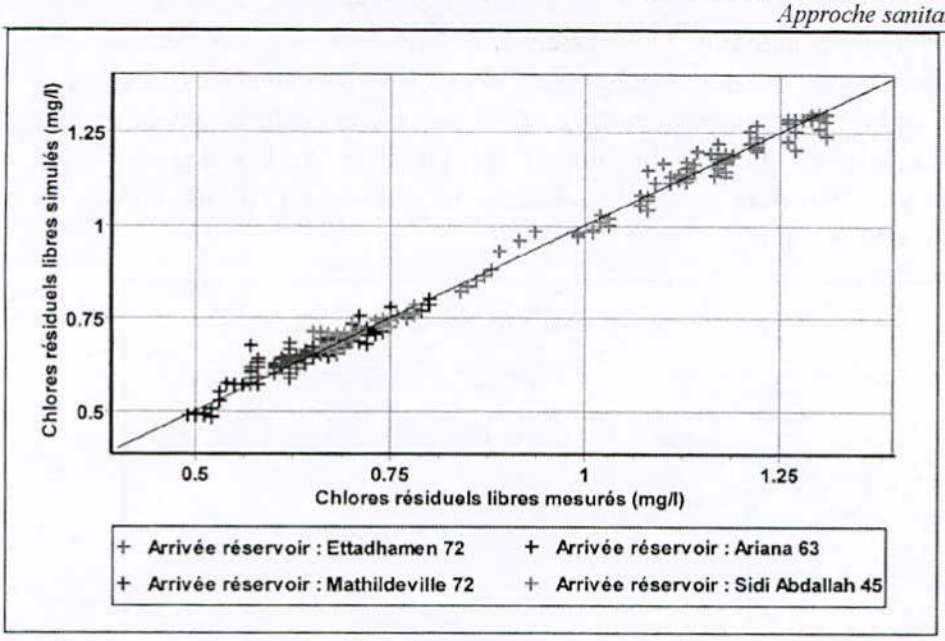


Figure 4 : Résultats du calage du modèle qualité au niveau de quatre points de mesure.

Les résultats de la simulation permettent de souligner qu'une large variabilité des taux de chlore libre aux arrivées des réservoirs caractérise le mode de chloration actuel. Des taux largement plus importants que les consignes cibles exigées aux arrivées ont été mis en évidence aux réservoirs les plus proches de la source de chloration et ceux situés au milieu du réseau. Cette situation est expliquée par le choix du gestionnaire d'élever la consigne au niveau de l'unique source de chloration pour assurer une chloration acceptable aux extrémités des réseaux. Malgré ce choix, les réservoirs les plus éloignés ont présenté des taux de chlore libre nettement inférieurs à la consigne cible et à la limite minimale acceptable du taux de chlore libre.

L'uniformité spatio-temporelle des taux de chlore libre aux arrivées des réservoirs, durant la dernière journée de simulation (le 14/5/2006) (E(R, T)), a été estimé à 149,862 (mg/l)^2. Les sommes des violations des limites, minimale et maximale des taux de chlore libre ont été respectivement : $\sum V\varepsilon_{min}$ = 2,88 mg/l et $\sum V\varepsilon_{max}$ = 51,83 mg/l. La masse du chlore libre injectée à la source de chloration, au cours de la journée d'évaluation du 14/05/2006, a été estimée à 693,353 Kg. Le volume d'eau fourni par la source au réseau d'adduction, au cours de la même journée, est évalué à 426 672 m^3. Soit une masse spécifique de chlore libre injectée dans le réseau égale à 1,63 g/m^3.

c. Optimisation de la chloration dans le réseau d'adduction étudié

Rappelons qu'il s'agit de déterminer le nombre et d'identifier les emplacements optimums des stations de chloration dans le réseau d'adduction : stations d'appoint de chlore, qui permettent d'améliorer la chloration du réseau d'adduction étudié. Afin d'utiliser le modèle d'optimisation de la chloration développé dans le cadre de ce travail, certains paramètres doivent être définis. Le premier est le taux de chlore libre maximal acceptable au niveau des sources de chloration : Cs_{max}. La concertation avec le gestionnaire du réseau a conduit à adopter une valeur de 1,0 mg/l. Ainsi, il est étudié les scénarios de gestion avec des consignes de 0,5 à 1,0 mg/l, imposés au niveau de chaque station de chloration créée, selon un pas de 0,1 mg/l. Ce choix a été dicté par le taux de chlore libre cible aux arrivées de certains réservoirs : Cac = 0,5 mg/l. Pour les paramètres de l'AG, il est considéré une

population formée de 30 individus. Les essais d'optimisation ont montré que 300 générations (itérations) sont suffisantes pour que l'algorithme converge vers la solution optimale. Les probabilités de croisement et de mutation sont prises égales à respectivement 90 % et 1 %. La figure 5 présente l'évolution des fonctions d'adaptation maximale « Fmax », moyenne « Fmoy » et minimale « Fmin » au cours de l'optimisation de la chloration pour la consigne 1 mg/l.

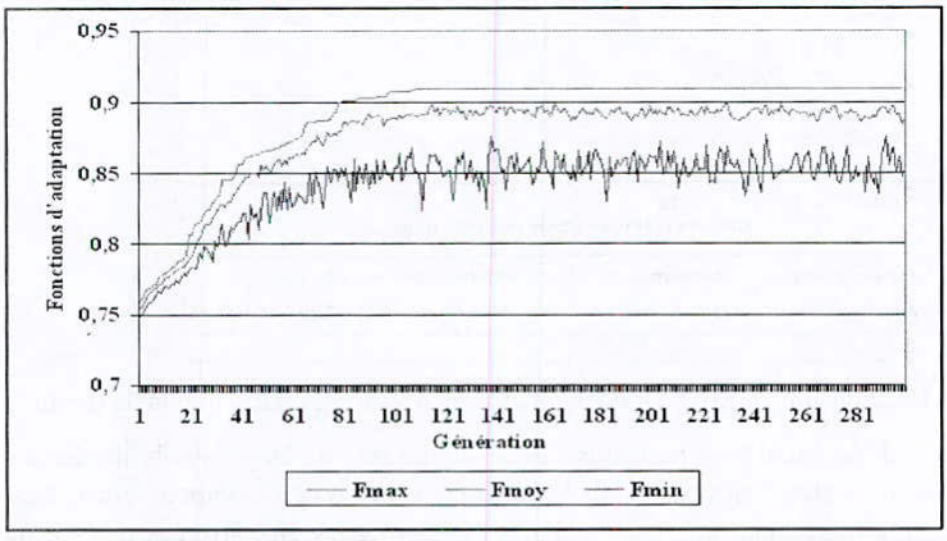


Figure 5 : Evolution des fonctions d'adaptation maximale, moyenne et minimale au cours de l'optimisation de la chloration pour la consigne 1 mg/l.

Le dernier graphique montre que l'algorithme génétique améliore significativement les performances (adaptation) de la population initiale lors des 100 premières itérations. Une stagnation de la performance maximale de la population est enregistrée jusqu'au nombre maximal de générations (300). Les évolutions des fonctions objectives : E(R, T) et Ns, lors d'une optimisation sont données à la figure 6.

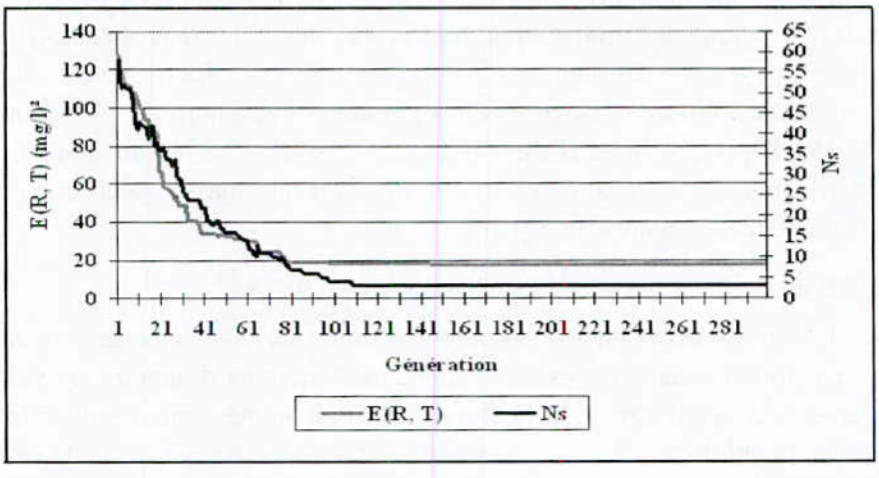


Figure 6 : Evolution des fonctions objectives E(R, T) et Ns au cours de l'optimisation de la chloration pour la consigne 1 mg/l.

L'amélioration rapide des performances de la population initiale, aux 100 premières itérations, est expliquée par la réduction simultanée des fonctions objectives du problème d'optimisation. Dans cette phase de la recherche, l'AG réduit le nombre de stations

d'appoint de chlore dans le réseau, tout en améliorant l'uniformité spatio-temporelle des taux de chlore aux arrivées des réservoirs.

Le tableau 1 récapitule les résultats de l'optimisation de la chloration du réseau d'adduction du Grand Tunis, pour les six consignes de chloration étudiées « Cs ».

Tableau 1 : Scénarios optimaux de la chloration du réseau d'adduction pour les six consignes de chloration étudiées.

Cs mg/l	E(R,T) $(mg/l)^2$	Ns	$\sum V\varepsilon_{min}$	$\sum V\varepsilon_{max}$	Masse de chlore libre utilisée (Kg/j)
0,5	0,539	10	0	0	284,963
0,6	1,007	8	0	0	320,429
0,7	3,330	7	0	0	337,057
0,8	9,220	5	0	0	379,724
0,9	13,246	4	0	19,640	407,387
1,0	17,638	3	0	48,138	450,718

Le dernier tableau permet de souligner que l'utilisation d'une consigne de chloration faible (0,5 mg/l) assure la meilleure uniformité de la chloration, au coût de l'utilisation d'un nombre important de stations d'injection de chlore dans le réseau (10 stations). Les résultats de l'optimisation montrent que cette option permet d'enregistrer des économies des masses de chlore libre utilisées (284,963 Kg/jour). Ce résultat a été démontré dans des travaux antérieurs (Propato, 2003). L'utilisation de consignes de chloration importantes (1,0 mg/l) présente l'avantage d'utiliser un nombre réduit de stations d'appoint (3). L'uniformité de la chloration peut être largement améliorée, par rapport à la situation initiale. La masse de chlore utilisée par ce scénario de gestion est moins importante que celle utilisée en situation initiale (450,718 Kg/j). Des violations de la limite maximale acceptable peuvent être également enregistrées dans le réseau avec ce dernier scénario.

Même avec ces résultats, il est difficile pour le décideur de choisir la solution optimale. Pour faciliter la prise de décision, il a été jugé utile d'éditer la relation entre l'uniformité de la chloration et le nombre de stations d'appoint et la relation entre la masse de chlore utilisée et le nombre de stations d'appoint. Les figures 7 et 8 explicitent ces relations :

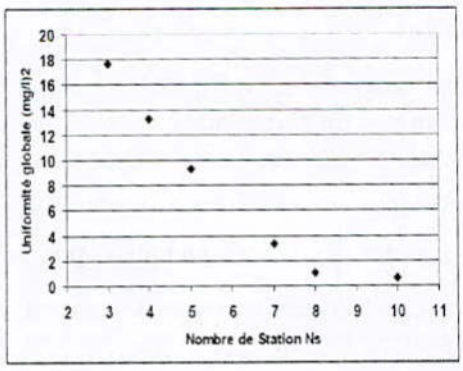


Figure 7 : Relation entre l'uniformité de la chloration et le nombre de stations d'appoint de chlore dans le réseau d'adduction étudié.

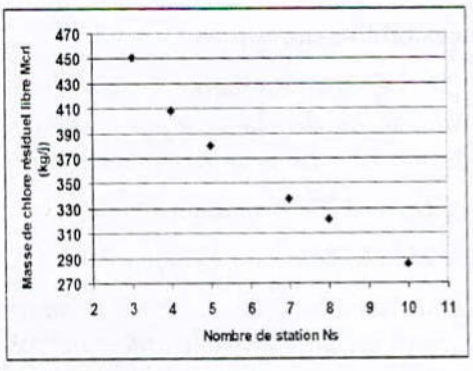


Figure 8 : Relation entre la masse de chlore libre injectée dans le réseau d'adduction étudié et le nombre de stations d'appoint.

Les graphiques précédents montrent que chaque station d'appoint de chlore ajoutée au réseau permet d'apporter des améliorations des uniformités de la chloration et d'enregistrer des réductions des masses de chlore libre injectée dans le réseau. Ces améliorations des performances sont significatives jusqu'à 7 stations. Au-delà, les gains d'uniformité par l'ajout d'autres stations d'appoint de chlore deviennent négligeables, bien que des réductions des masses de chlore libres peuvent toujours être obtenues. L'utilisation de 10 stations d'appoint de chlore dans le réseau permet de réduire E(R, T) de 99,6 % et de réduire la masse de chlore libre injectée de 59,0 %. Dans ce cas, la masse de chlore spécifique serait 0,66 g/m^3.

4. Conclusions

Ainsi, sur la base des mesures et de la modélisation, il est démontré que la chloration conventionnelle des réseaux d'adduction n'est ni efficace ni économique. En effet, la chloration actuelle du réseau d'adduction étudié est non uniforme. Malgré la consigne importante imposée à la sortie de l'unique source de chloration, des violations de la limite minimale acceptable des taux de chlore libre ont été enregistrées. De plus, une importante masse de chlore libre a due être injectée dans le réseau.

La formulation multi-objective du problème et la méthodologie de résolution adoptées dans le présent travail ont permis d'identifier les relations entre l'objectif sanitaire et les objectifs économiques de la chloration des réseaux d'adduction. Un ensemble de solutions optimales est désormais disponible, parmi elles le gestionnaire peut faire un choix qui répond à ses priorités et à ses capacités d'investissement.

Afin d'optimiser la chloration du réseau d'adduction du Grand Tunis, il est recommandé au gestionnaire d'utiliser les stations d'appoint de chlore dans le réseau. Deux solutions particulières peuvent être proposées. La première est la création de 5 stations d'appoints de chlore. Dans ce cas, la somme des carrés des écarts des taux de chlore libre par rapport aux taux cibles, aux arrivées des réservoirs, E(R, T) sera réduite de 93,8 % et la masse de chlore libre injectée dans le réseau sera réduite de 45,2 %, par rapport à la situation initiale. La deuxième solution optimale est la création de 7 stations d'appoint de chlore. Par rapport à la situation initiale, E(R, T) peut être réduite de 97,8 % et la réduction de la masse de chlore libre injectée dans le réseau peut atteindre 51,4 %.

Références bibliographiques

Brown, M. A. and Emmert, G. L., 2006. *On-line monitoring of trihalomethane concentrations in drinking water distribution systems using capillary membrane sampling-gas chromatography*. Analytica Chimica Acta, 555, 75–83.

Goldberg, D. E., 1991. *Genetic Algorithms*. Addison-Wesley.

Goldberg, M.et M.Minoux, 1990.Graphs et Algorithmes –EYROLLES EDITION,1990.

Hua, G. and Reckhow, D. A., 2007. *Comparison of disinfection byproduct formation from chlorine and alternative disinfectants*. Water Research, 41, 1667 – 1678.

Munavalli, GR. and Mohan K. 2003. *Optimal Scheduling of Multiple Chlorine Sources in Water Distribution Systems*. J. Water Resour. Plng. and Mgmt., Volume 129, Issue 6, pp. 493-504 (November/December 2003).

Monarca, S., Zani, C., Richardson, S., and al., 2004. *A new approach to evaluating the toxicity and genotoxicity of disinfected drinking water.* Water Research, 38, 3809–3819.

Nouiri, I. et Lebdi F., 2006. *Algorithme Génétique (AG) pour le choix optimal des stations d'appoint de chlore sur les réseaux d'eau potable.* Rev. Sci. Eau 19 (1) : 47-55.

Propato, M., 2003. Operation of Booster Disinfection Systems: From Offline Design to Online Control. Th. Doct. Univ. of Cincinnati, 165 p.

Propato, M. and Uber J,. 2004. *Linear Least-Squares Formulation for Operation of Booster Disinfection Systems.* J. Water Resour. Plng. and Mgmt., Volume 130, Issue 1, pp. 53-62 (January/February 2004).

Rodriguez, M. J., Serodes J. B. et Levallois P., 2004. *Behavior of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water distribution system.* Water Research, 38, 4367–4382.

Rossman, L A., 2000. *EPANET 2 users manua*l. Water Supply and Water Resources Division National Risk Management Research Laboratory Cincinnati, OH 45268. EPA/600/R-00/057 September 2000.

Rouhiainen, C. and Tade, M., 2003. *Genetic Algorithms for optimal scheduling of chlorine dosing in water distribution systems.* 20th Convention of the Australian water association, 6-10 April 2003, Perth, Australia.

Subramaniam, P., 2000., *Set Covering Models for Locating Booster Chlorination Stations in Water Distribution Systems.* Building Partnerships - 2000 Joint Conference on Water Resource Engineering and Water Resources Planning & Management 2000. American Society of Civil Engineers.

Tryby, M. E., 2002., *Facility Location Model for Booster Disinfection of Water Supply Networks.* Journal of Water Resources Planning and Management. American Society of Civil Engineers. Sep 1, 2002.

Turgeon, S., Rodriguez, M. J., Theriault, M. and Levallois, P., 2004. *Perception of drinking water in the Quebec City region (Canada): the influence of water quality and consumer location in the distribution system.* Journal of Environmental Management, 70, 363–373.

Uyak, V., Ozdemir, K. and Toroz, I., 2007. *Multiple linear regression modeling of disinfection by-products formation in Istanbul drinking water reservoirs.* Sci Total Environ, doi:10.1016/j.scitotenv.2007.02.041.

Annexes

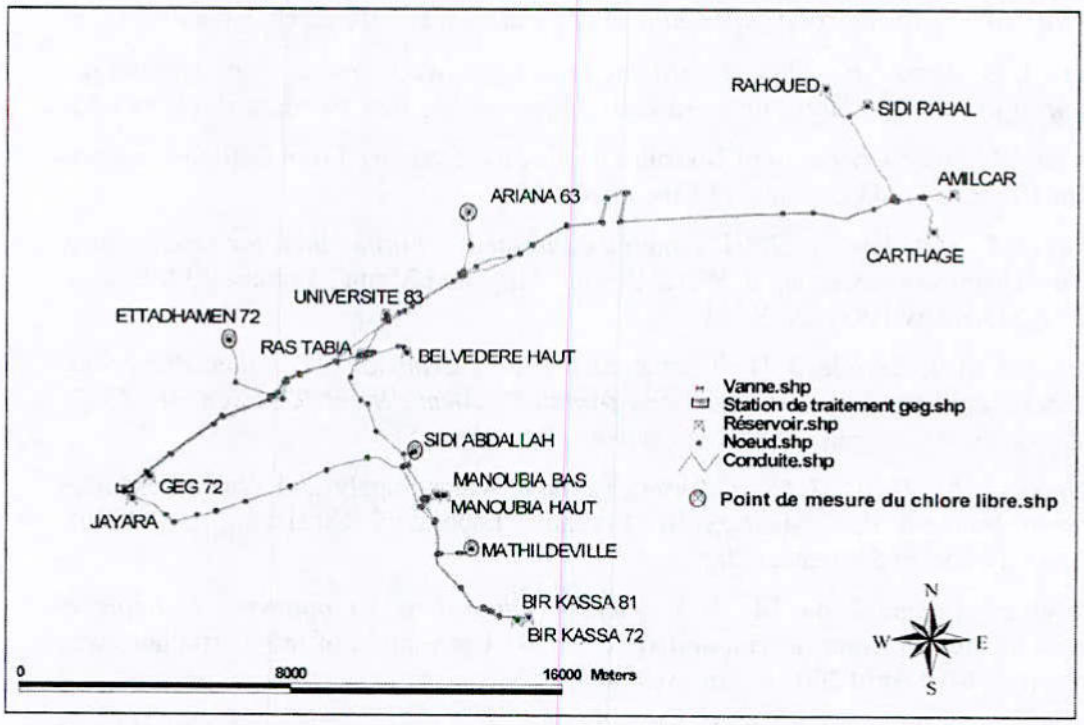


Figure 2. Schéma du réseau d'adduction du Grand Tunis et emplacement des points de calage du modèle qualité.

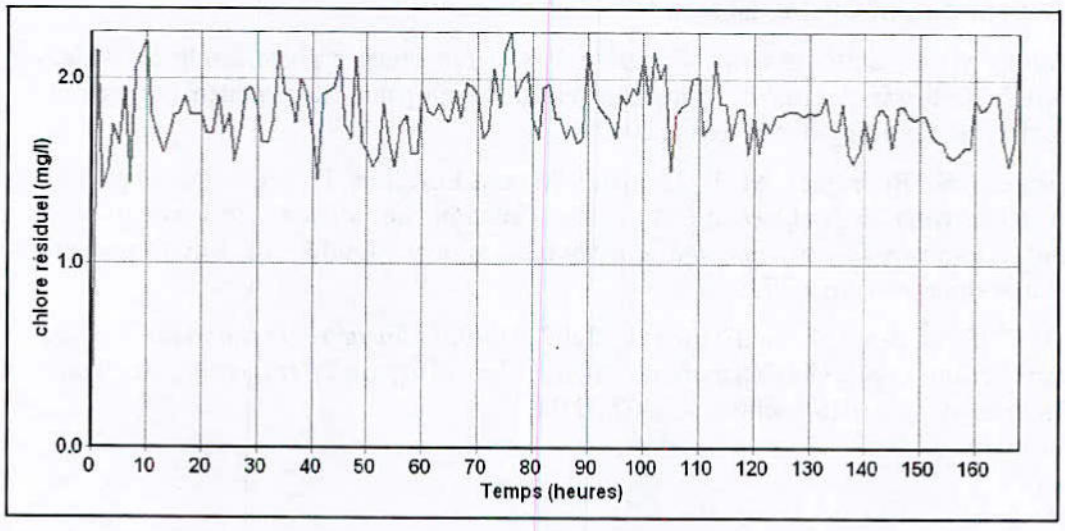


Figure 3. Modulation du taux du chlore résiduel à la sortie de la source d'eau durant la période de d'étude.

ÉVOLUTION SPATIALE DE LA GEOCHIMIE DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES DANS LES EAUX DE SURFACE DE LA LAGUNE DE BIZERTE

GEOCHEMICAL SPATIAL EVOLUTION OF METAL ELEMENTS IN SURFACE WATERS OF BIZERTE'S LAGOON

Feyda SRARFI[*] & Najet SLIM SHIMI[**]

** Faculté des Sciences de Gafsa- BP 383- 2100 Tunisie,*
*** Faculté des Sciences de Tunis-1029 Campus universitaire el Manar Tunisie*
srarfif@yahoo.fr

Résumé

Le présent travail est un exemple pour mettre en relation les différentes composantes du milieu littoral de la région de Bizerte au Nord de la Tunisie, en comprendre la richesse, la complexité et les interactions avec les activités humaines. La synthèse des travaux antérieurs, sur le bassin versant de la lagune de Bizerte, nous a permis de connaître les conditions hydrologiques et hydrodynamiques et la circulation des eaux dans cette zone humide.

Après l'échantillonnage et l'analyse des éléments inorganiques en trace des eaux de surface de la lagune, on a pu déterminer l'état actuel de ce milieu très vulnérable aux différentes formes de pollutions et de définir l'impact de l'intensification des activités anthropiques sous toutes ses formes. C'est un milieu qui montre encore une atténuation naturelle de la pollution (métaux lourds), grâce à la conjugaison de phénomènes hydrodynamiques (dilution, dispersion) et aux mécanismes géochimiques tels que la complexation, l'oxydation ou la précipitation.

Mots clefs : métaux lourds, eau, hydrodynamique, atténuation, lagune

Abstract

Present work is an example to get in touch the various constituents of the littoral environment of Bizerte's region in the North of Tunisia, to understand the wealth of it, complexity and interactions with human activities. The synthesis of the previous, very numerous works on the Bizerte's lagoon, allowed us to know hydrological conditions and hydrodynamics and the traffic of waters in this humid zone.

After the sampling and the analysis of the inorganic elements in surface waters of the lagoon, one was able to determine the current state of this very vulnerable environment to the various forms of pollutions and to define the impact of the intensification of entropic activities under all its forms. It is an environment that shows another natural enfeeblement of the pollution (heavy metals), thanks to the conjugation of phenomena hydrodynamics (dilution, dispersal) and in geochemical mechanisms such as the complexation, oxidation or precipitation.

Key words: heavy metals, water, hydrodynamics, enfeeblement, lagoon.

I. Présentation du site d'étude

La lagune de Bizerte est située à l'extrémité Nord de la Tunisie entre les parallèles 37°8' et 37°14' et les longitudes 9°48' et 9°56'. Elle est limitée au Nord par de bassins côtiers qui s'écoulent vers la Méditerranée et à l'Ouest par le lac Ichkeul. (Soussi, 1981).

Le réseau hydrographique qui alimente la lagune est bien développé (figure1), couvrant une superficie de 252 km^2 (Kallel, 1989). Les nappes souterraines sont nombreuses et peu développées. Toutes les nappes profondes de la région de Bizerte sont exploitées pour l'alimentation des communautés de plusieurs dizaines de milliers de personnes en eau potable (Louati, 2000).

Les principaux résultats des travaux antérieurs montrent que la nature des eaux de la lagune est liée essentiellement aux échanges avec la Méditerranée d'une part et le lac Ichkeul d'autre part. Les paramètres physico-chimiques ne montre pas une variation notable, marqués surtout par les apports fluviatiles.

Toutefois, l'évolution économique et sociale de cette région, devenue un pôle industriel important, commence à influencer son équilibre naturel.

Frisoni et al (1986) ont proposé un schéma simple de la circulation des eaux. L'eau pénètre par le goulet pour se diriger vers Menzel Bourguiba en faisant un mouvement giratoire central ample. Ensuite elle rejoint les côtes Nord et stagne au large de Menzel Abderahman, arrêtée par les hauts fonds.

Actuellement un autre schéma du fonctionnement hydrodynamique plus complexe est proposé, à partir de la simulation des mouvements des vents et des marées (Hammami, 2005).

Un vent NW (dominant) génère des courants de surface vers le SE dans toute l'étendue de la lagune. L'intensité de ces courants est plus importante sur les bords ouest, sud et nord qu'au niveau des bordures est.

Ces résultats montrent que les zones nord et sud sont des régions de renouvellement. Alors que leurs parties NE et SE sont situées en aval des circulations intenses, ce qui pourrait les rendre plus vulnérables à une pollution potentielle amont (figure2).

La simulation des mouvements hydrodynamiques montre que le mélange des eaux de la lagune avec celles de la mer est très faible. Ce qui aggrave l'effet d'une éventuelle contamination dans la lagune puisqu'elle ne sera pas évacuée vers le large qu'après une longue période

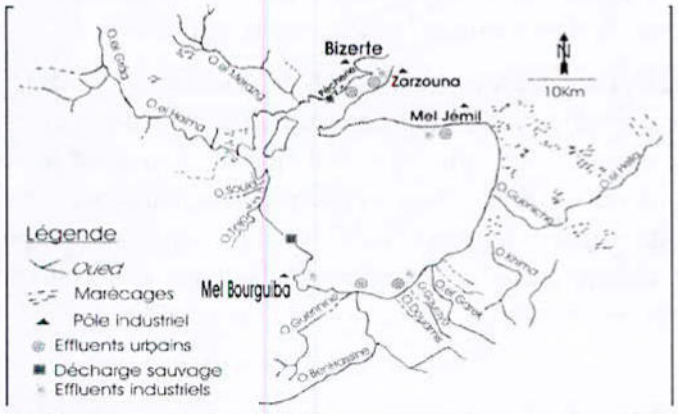


Figure 1 : Le réseau hydrographique du bassin versant de la lagune de Bizerte (Kallel 1989 ; modifié)

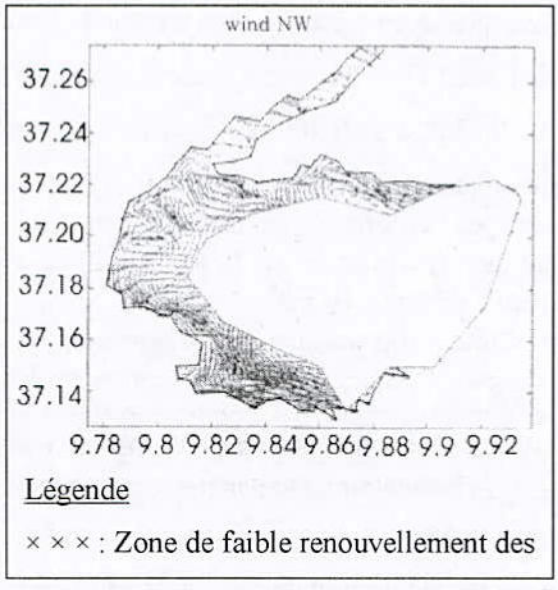


Figure 2 : Schéma de circulation des courants d'eau de surface (Hammami, 2005)

2. Les éléments métalliques en trace dans les eaux de surface

a. Le fer

Les eaux de surface de la lagune présentent des teneurs en fer variant de 0 à 0.4 mg/l. La partie Est présente les teneurs les plus faibles (figure3).

Au niveau de Menzel Jémil, la concentration du fer dissous augmente surtout au niveau des émissaires des eaux usées industrielles. Dans la partie ouest on remarque des concentrations assez importantes en cet élément.

Les oxydes de fer proviennent essentiellement de la région de Menzel Bourguiba à partir des léxiviats de la décharge sauvage (MAERH, 2004 ; Yoshida, 2004) et des rejets de la sidérurgie (MAERH, 2005).

La répartition spatiale du fer dissous dans les eaux de surface de la lagune est étroitement liée aux conditions d'oxydoréduction. En effet, les zones présentant les concentrations les plus fortes en fer indiquent un environnement influencé par les rejets hydriques réducteurs de la station d'épuration des eaux usées urbaines.

b. Le Plomb

Les concentrations s'échelonnent de 0 à 0.24 ppm (figure 4).

Les fortes valeurs correspondent aux zones influencées par les eaux des émissaires des eaux usées urbaines et industrielles. Le plomb peut avoir donc une origine anthropique, ou être mobilisé (Delmas, 2000) à partir de la fraction solide (matière en suspension, sédiment, déchet solide) par une diminution de pH et du potentiel redox crée par ce type de rejet (Iwema, 1997 ; Morlot, 2001 ; Yoshida, 2004).

La correspondance de ces zones à très forte concentration peut suggérer la complexation de l'élément plomb par les matières organiques très présentes dans les eaux telles que :

- Les émissaires des eaux usées urbaines avec les rejets des eaux brutes très riches en matières organiques et en métaux lourds comme le plomb ;
- Au niveau de l'oued Tinja (rejets des eaux sanitaires) ;
- Au niveau de l'oued Garek (rejets des eaux sanitaires et industrielles).

Donc la présence simultanée de la matière organique et du plomb dans une eau non riche en Chlore (eau sanitaire) est à l'origine de la formation d'un complexe organométallique stable, contrairement aux eaux marines où la formation des chlorocomplexes (Raïs, 1999) l'emporte. Cependant l'effet de la variation de la force ionique peut déstabiliser les colloïdes organométalliques et provoquer un entraînement des métaux dans la matrice eau (Delmas, 2000) ce qui est à l'origine de l'enrichissement de ces zones en plomb.

c. Le Zinc

Seulement le centre de la lagune présente des concentrations de 0.14ppm (figure 5).

Dans les eaux marines, les formes prépondérantes sont Zn^{2+}, $Zn(OH)^{+}$ et $ZnCl^{+}$ présentant une forte affinité avec les acides humiques. Sur la carte, la présence d'une seule zone de concentration peut indiquer la complexation de cet élément par les liants organiques et l'appauvrissement des eaux de surface de la lagune par rapport à cet élément. D'ailleurs, la spéciation de cet élément dans les eaux marines est dominée par la présence de ligands biologiques actifs dans les eaux de surface (Hunter, et al, 1997).

L'abondance des chlorures dans cette partie de la lagune suggère aussi la formation de chlorocomplexes plus présents dans les aux marines que les organométalliques.

Le zinc est un métal essentiel dans le métabolisme des plantes, ce qui contribue à l'appauvrissement de cet élément dans les eaux, surtout que les phytoplanctons sont assez développés à cause de l'apport continu des éléments nutritifs. (ANPE, 1990 ; MAERH, 2004, Hammami, 2005).

d. Le Nickel

Les concentrations de cet élément dans les eaux de surface de la lagune varient de 0.03 à 0.09 ppm (figure6).

Les formes chimiques du nickel présentes dans les eaux marines sont essentiellement Ni^{2+}, NiCl et $Ni(OH)^{+}$. Il est surtout complexé par les acides fulviques (Raïs, 1999).

D'après la carte on remarque que le nickel se trouve plus concentré dans les zones influencées par les apports des eaux continentales fluviatiles riches en acides fulviques tels que l'oued Tinja et l'oued Garek.

e. Le Cobalt

Les teneurs en cet élément dans les eaux de surface varient de 0.004 à 0.28 ppm (figure7).

Les régions les plus concentrées correspondent aux régions soumises aux rejets liquides directes des eaux industrielles très riches en métaux lourds (figure1).

f. L'Arsenic

Ce métalloïde présente seulement deux zones de concentration au Sud Est et au Sud Ouest (figure8). Ces régions représentent respectivement le point d'épandage des rejets d'une

unité industrielle de fabrication des pièces électroniques et la zone d'épandage des ordures industrielles et urbaines et les léxiviats de la décharge de Menzel Bourguiba.

Sa présence au niveau des deux zones bien restreintes et liée au même temps aux apports, suggère que cet élément, une fois introduit dans la lagune change de forme pour perdre son caractère soluble. On ne retrouve plus l'arsenic dans les eaux mais plutôt dans d'autres matrices telles que les matières en suspension ou bien le sédiment (Srarfi, 2007).

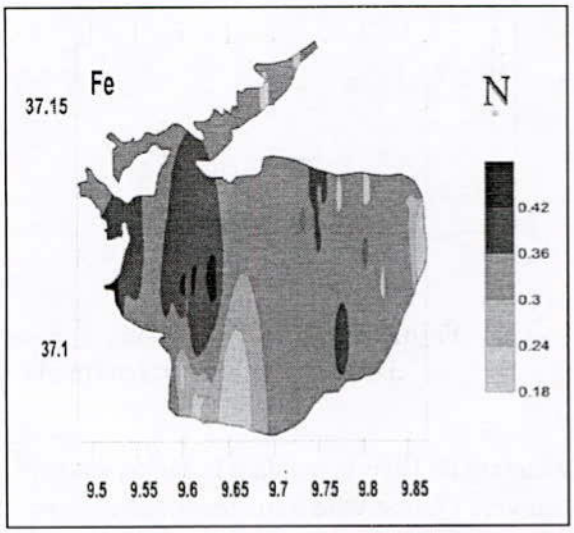


Figure 3 : Carte d'isoteneurs en fer dans les eaux de surface (mg/l)

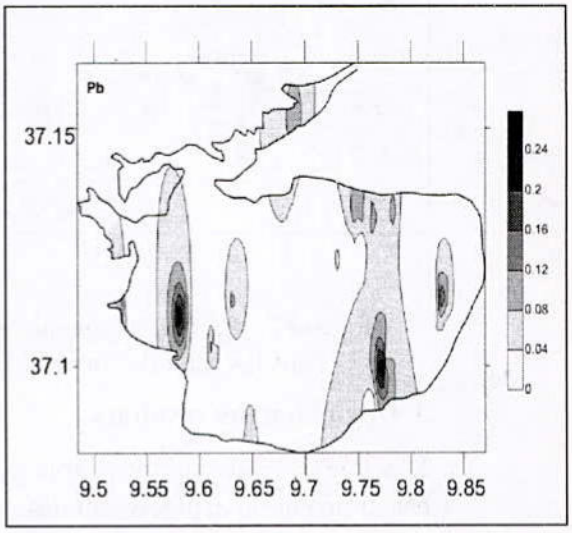


Figure 4 : Carte d'isoteneurs en plomb dans les eaux de surface (mg/l)

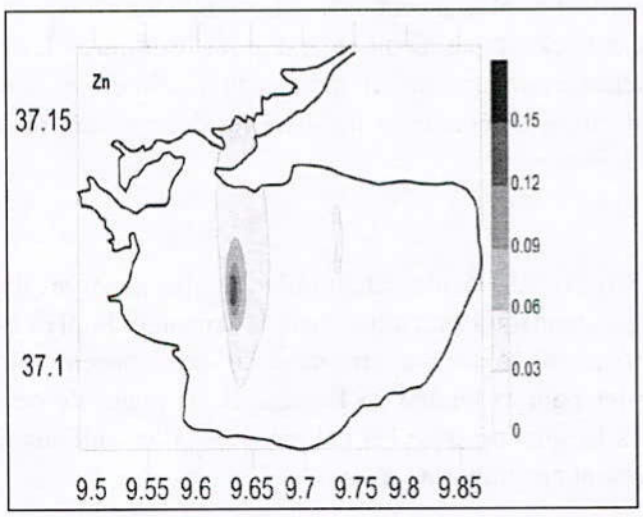


Figure 5 : Carte d'isoteneurs en zinc dans les eaux de surface (mg/l)

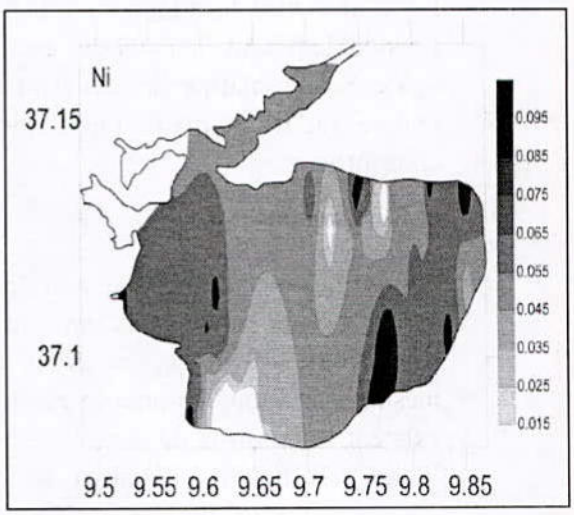


Figure 6: Carte d'isoteneurs en Nickel dans les eaux de surface (mg/l)

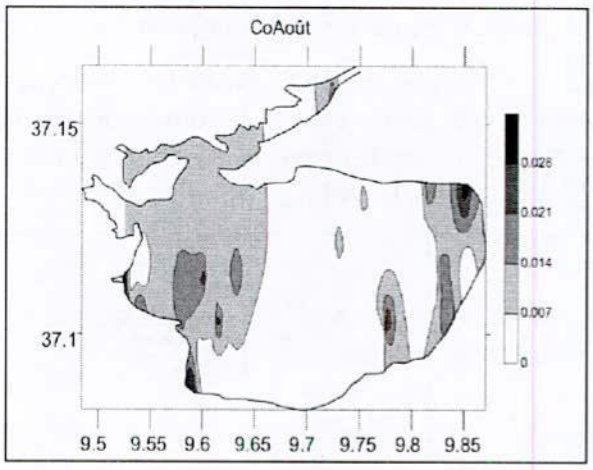


Figure 7 : Carte d'isoteneurs en cobalt dans les eaux de surface (mg/l)

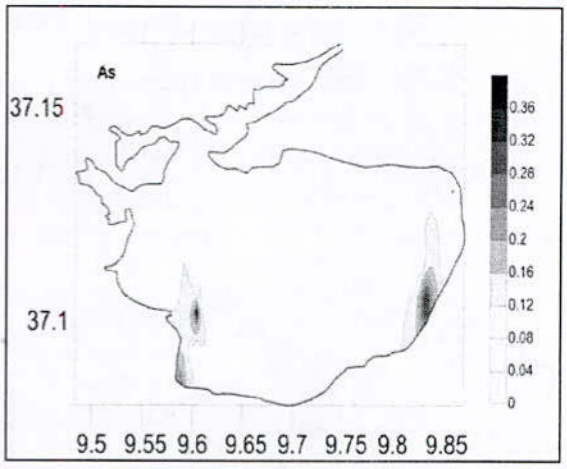


Figure 8 : Carte d'isoteneurs en arsenic dans les eaux de surface (mg/l)

3. Discussion des résultats

L'entrée des eaux marines par le goulet de la lagune de Bizerte pendant la saison estivale est en faveur du déplacement des masses d'eau vers l'Ouest et le Sud créant des courant intenses. Ceci qui est en faveur d'une dispersion et une dilution des rejets liquides très riches en métaux lourds.

Par contre, les rejets situés en aval de la forte circulation des eaux (au Sud – Est, au Nord – Est et au centre de la lagune) ont une influence plus accentuée sur la qualité des eaux, car la période de renouvellement des eaux est assez longue. D'ailleurs, d'après les figures 3, 4, 5, 6, 7 et 8, on remarque des concentrations très importantes en métaux au niveau de ces zones malgré que les points de rejets soient moins nombreux et les eaux résiduaires sont moins concentrées.

4. Conclusion

Les cations métalliques tels que Zn, Ni, Co, As, Pb n'existent qu'en faibles quantités dans les eaux de la lagune. Ces ions chargés, tendent à précipiter dans le domaine de pH (7-8) sous forme d'hydroxydes. Mais lorsqu'on se trouve en présence des concentrations mesurables d'ions comme le cas du fer pour la lagune de Bizerte, il est plausible qu'ils existent sous forme de complexe dans la solution avec les halogénures et les sulfates. Le Plomb et le zinc forment aussi des associations importantes avec le Cl^-.

Les éléments tels que l'Al, Cu, Cr, Hg se trouvent avec des teneurs inférieures aux limites de détection de l'appareil de mesure. Ceci peut être du à une défaillance analytique ou bien à des teneurs dissoutes assez faibles de ces éléments.

En effet, une fois introduits dans le milieu naturel, les rejets contenants des éléments métalliques vont subir des transformations. Ces dernières ne vont pas affecter l'existence de l'élément lui-même mais plutôt son comportement au sein de la matrice aqueuse.

Le milieu lagunaire (récepteur de ces rejets) essaye de retrouver son équilibre par plusieurs mécanismes telles que la dispersion, la dilution, la complexation ou encore la dissolution/ précipitation.

Tous ces phénomènes sont en faveur d'une atténuation naturelle des éléments inorganiques introduits par l'homme dans la lagune de Bizerte. Leur absence dans la colonne d'eau ne signifie pas leur absence sous une autre forme surtout quand on est certains de leur introduction continue par les rejets urbains et industriels d'après les résultats d'une étude simplifiée des risques effectuée dans le cadre de ce travail.

Références Bibliographiques

Agence Nationale de Protection de l'Environnement (ANPE), 1996. ***Etude pour la sauvegarde du parc national de l'Ichkeul***.Rapport. 291p.

Delmas C., 2000. ***Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier***. Thèse de Doctorat. Université de Pau et des pays de l'Adour. France. 192p.

Frisoni, G. F., Guelorget, O., Pertusot, J.P., Fresi, E., 1986. ***Diagnose écologique et zonation biologique du lac de Bizerte***. Rapport. FAO.41p.

Hammami, J., 2005. ***Géochimie des éléments nutritifs dans les eaux de la lagune de Bizerte (Tunisie Nord-Orientale)***., DEA, Université El Manar.,Tunis 132p.

Hunter, K.A., Boyd, P., 1997. ***Has trace metal marine biochemistry come of age?*** Proceedings of trace elements group of New Zealand., Macaskill.

Iwema, A., 1997. ***Traitement des eaux usées, des déchets, gaz biogénique***., Chapitre., La biotechnologie en France et dans le monde., DUNOD., pp. 701-713.

Kallel, M.R., 1989. ***Hydrologie du lac de Bizerte*** - Monographie Ministère de l'Agriculture., 41p.

Louati., 2000. ***Economie d'Eau, annuaire de l'exploitation des nappes profondes***., Rapport., Ministère de l'Agriculture.,Tunisie.

Ministere De L'agriculture, De L'environnement Et Des Ressources Hydraulyques (MAERH)., 2004. ***Etude sur la dépollution industrielle dans le bassin versant du lac de Bizerte***. Rapport phase II version provisoire., 236p.

Ministere De L'agriculture, De L'environnement Et Des Ressources Hydraulyques (MAERH), 2005. ***Etude sur la dépollution industrielle dans le bassin versant du lac de Bizerte***. Rapport phase III.

Raïs, M., 1999. ***Géochimie des métaux lourds (Fe, Mn, Pb, Zn, Cu, Ni, et Cd) dans les eaux de surface du golfe de Tunis. Mobilité et Impact des activités anthropiques***. Thèse de doctorat, Université Tunis II., 211p.

Soussi, N., 1981. ***Mécanisme de sédimentation et évolution paléogéographique de la lagune de Bizerte (Tunisie) durant le Quaternaire récent***. Thèse de doctorat 3eme cycle, Université Paul Sabatier de Toulouse., 229p.

Srarfi, F., 2007. ***Etude géochimique et état de pollution de la lagune de Bizerte***. Thèse de doctorat, Université El Manar Tunis., 122p.

CONTRAINTES HYDROMETRIQUES ET NAVIGABILITE DE LA RIVIERE OUBANGUI

Blaise TONDO

Commission Internationale Du Bassin Congo-Oubangui-Sangha
« Cicos »
blaisetondo@yahoo.fr

1. Problématique

Avec une superficie de 643 900 km^2, le bassin de la rivière Oubangui est le deuxième sous bassin important du fleuve Congo, après celui de la rivière Kasaï, par sa superficie. Par ailleurs, l'Oubangui est le plus long des affluents du fleuve Congo : 2300 km. Son bassin versant est situé entre 18°35'E et 4°22'N, avec une altitude maximale de 1382 m.

Traditionnellement, la voie fluviale reliant Brazzaville et/ou Kinshasa à Bangui est l'un des axes de transport le plus important de l'Afrique Centrale. Le désenclavement de la République Centrafricaine, des régions Nord de la République du Congo et de la République Démocratique du Congo, ne peut être réalisée que par la rivière Oubangui.

Cependant, les conditions de navigation en aval de Bangui se sont dégradées au cours de la dernière décennie, à la suite de la réduction du plan d'eau dû aux étiages sévères et à l'augmentation, peu ordinaires des zones de sédimentation ; suscitant un besoin de dragage intensif. La solution proposée de l'excavation localisée aux seuils les plus marqués provoquerait des abaissements de niveau immédiatement en amont, et la création d'un tel chenal sur une grande longueur apparaît prohibitif.

2. Milieu physique

Situé en milieu tropical humide, le bassin de l'Oubangui devrait normalement conférer aux biefs navigables un atout notoire tout au long de l'année. Cependant, ce n'est plus le cas suite aux étiages prolongés et à la fréquence de plus en plus élevé des bancs de sable sur le cours d'eau ; il s'avère nécessaire d'analyser la situation hydrologique, climatique et environnemental en vue d'appuyer les efforts des Etats pour la recherche des solutions.

Le régime de l'Oubangui est caractérisé par l'alternance annuelle d'une crue bien marquée, centrée sur les mois d'octobre et novembre et d'une période des basses eaux de janvier à juin.

Les observations hydrologiques, à la station de Bangui, remontent depuis 1910. De ces données, il apparaît, depuis 1971, un déficit d'apport liquide entre la première quinzaine de février et la première quinzaine de juin et un abaissement progressif de la loi hauteur – débit de la rivière ; d'où la diminution du tirant d'eau des convois.

Le module moyen minimum de l'Oubangui à Bangui est passé de 1312 m3/s entre 1935 et 1939 à 402 m3/s entre 1990 et 1993.

En conséquence, l'arrêt de la navigation a atteint la durée jamais connu :

- 4 jours par an de 1935 à 1971 ;
- 40 jours par an de 1972 à 1982 ;
- 107 jours par an de 1983 à 1989 ;
- Plus de 200 jours par an depuis 2002.

Des études effectuées sur la variabilité climatique en Afrique Centrale, démontrent notamment que le bassin du Congo n'est pas à l'abri de variations importantes de la pluviométrie, notamment après la période 1967 – 1972 qui montre une diminution sensible des précipitations à l'échelle de l'Afrique Centrale.

La situation s'aggrave encore après 1982 – 1985 où la partie la plus continentale de la sous – région (Cuvette centrale, République Centrafricaine, Nord de la République Démocratique du Congo) enregistre une baisse brutale des précipitations annuelles. De ce fait, certaines zones du bassin du Congo soumise à une diminution importante des ressources en eau, apparaissent fragilisées, comme par exemple une partie du bassin de l'Oubangui, principal affluent du fleuve Congo. Cette fragilisation est aussi à prendre en compte pour l'équilibre environnemental de l'espace physique.

Avec la diminution du plan d'eau qui a réduit la durée de la navigabilité sur l'Oubangui et empêchant la circulation des bateaux au tirant d'eau requis, les populations locales ont développé un secteur de navigation informelle pour pallier le temps de rupture de la navigation moderne. Ce mode de navigation informelle utilisant une flotte non adaptée au type d'exploitation pratiquée (baleinières, pirogues...) est source de nombreux accidents entraînant beaucoup de pertes en vie humaine et biens par naufrages.

Le flux commercial ne cesse de subir des impacts de cette diminution du plan d'eau, avec en conséquence la détérioration des conditions socioéconomiques des populations locales dont la voie fluviale de l'Oubangui est le principal réseau de communication.

3. Recherche de solutions

Cette situation a conduit les Etats concernés (République Centrafricaine, République du Congo et République Démocratique du Congo) à rechercher des solutions permettant d'améliorer les conditions de navigation. C'est ainsi qu' une étude a été réalisée par la Sogreah en 1986 sur financement du PNUD. La conclusion de cette étude a débouché sur la construction d'un barrage de soutien d'étiage qui permettrait d'avoir un tirant d'eau économique de 0,90 m (barges chargées à 46% de leur capacité).

L'analyse des cartes et documents existants a montré que la zone Palambo – Longo offrait des sites d'ouvrages tout indiqués. Les Etats ont alors jugé que des études préliminaires devaient être engagées et ont demandé à la Commission de la Communauté Européenne, Direction Générale du Développement, de financer ces études.

De ce qui précède l'étude de préfaisabilité, réalisée par Sogreah en 1989, a analysé les possibilités d'améliorer les conditions de navigation sur la rivière Oubangui à l'aide d'un barrage réservoir situé dans la zone précitée. La rentabilité de l'ouvrage étudié nécessite l'association d'une centrale hydroélectrique.

L'Accord instituant un Régime Fluvial Uniforme et créant la Commission Internationale du bassin Congo – Oubangui – Sangha, en sigle CICOS, en son Article IO du Chapitre IV, donne mandat à la CICOS d'intervenir dans la Régulation du débit des eaux des voies navigables communes du bassin transfrontalier. C'est – à – dire l'utilisation d'ouvrages hydrauliques ou de toute autre mesure employée de façon continue pour modifier, faire varier ou contrôler d'une manière ou d'une autre, le débit des voies navigables.

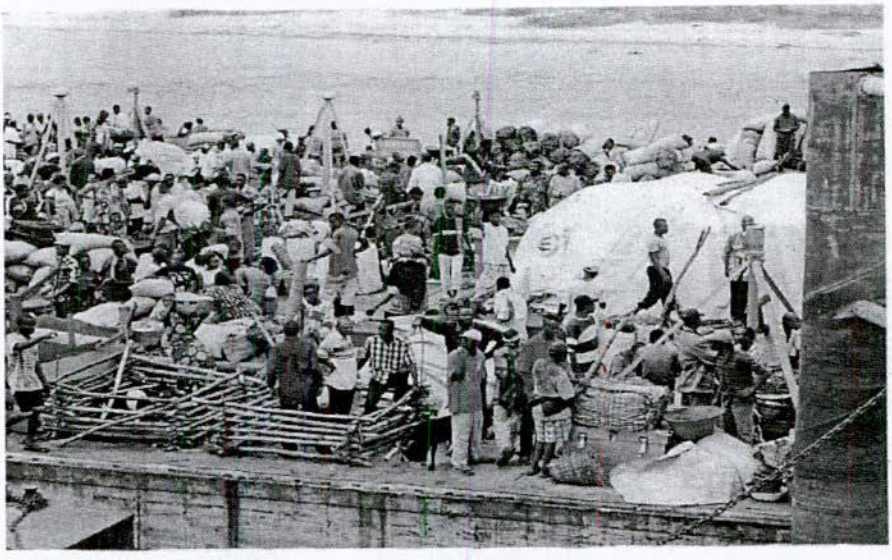
Vu l'importance de la voie fluviale transéquatoriale Brazzaville (RC) / Kinshasa (RDC) – Bangui (RCA), cette action est inscrite comme projet prioritaire de la CICOS.



Bancs de sable sur l'Oubangui au site de Palambo (8 mars 2002)



Navigation informelle sur l'Oubangui à destination de RCA-RC-RDC par baleinière – Août 2005



Brazzaville (RC), 16 Juillet 2004, passagers sur barge à hydrocarbures à destination de Bangui (RCA)

INTEGRATED WATER RESOURCES MANAGEMENT IN THE JORDAN RIFT VALLEY, PALESTINE

MARWAN GHANEM

Bir Zeit University, P.O.Box 14,
Leif Wolf, Heinz Hoetzl, Heike Werz, Wasim Ali
Department of Applied Geology, University of Karlsruhe, 76128 Karlsruhe, Germany.

mghanem@birzeit.edu

Abstract

The Lower Jordan River Valley is a place of extreme water scarcity and constitutes an overexploited closed river basin. There is no surface runoff leaving the area and the water level of the Dead Sea as the final sink has already dropped in fifty years by more than 20 m as a result. The only means of introducing new, usable volumes of water to the area are water imports or reduction of evapotranspiration. Wastewater reuse and desalinisation will increase the amount of usable water but not affect the water balance in total. Increasing the amount of managed aquifer recharge (MAR) would be beneficial to the water availability of the region by reducing evapotranspiration. Dams and reservoirs which have been installed at the outlet of major wadis provide additional groundwater recharge but are characterised by high evaporation losses and progressive silting. Due to fast hydraulic reactions and short residence time of contaminants in the aquifer system, karstic aquifers are particularly vulnerable to contamination. Careful site selection must take place. At this point, major targets for managed aquifer recharge schemes could be the alluvial fan aquifers on both sides as well the carbonate aquifers west of the groundwater divide to the desert basin.

Key words : Water resources, Palestine, artificial recharge, Managed aquifer recharge

1. Introduction and study area

Integrated Water resources management includes all water resources of the Lower Jordan River, namely ground water, waste water, saline water, and flood water into an integrated management concept. These issues are explored with a series of test sites along both sides of the Jordan valley. Test sites are planned for infiltration of reclaimed wastewater, infiltration of water from flash floods, infiltration of urban surface runoff and irrigation of agricultural area with treated sewage. The test sites are embedded into several water balance studies and finally, a numerical groundwater flow model will be constructed for the entire Lower Jordan Valley. Information is integrated into a decision support framework (DSS). The DSS is based on the DPSIR approach (Drivers, Pressures, State, Impact, Response).

The investigation area covers the Lower Jordan River Valley and reaches from the southern shores of the Sea of Galilee (Lake Tiberias) down to the northern part of the Dead Sea (Figure 1a). It comprises an area of about 8000 km^2. The dominating tectonic element of the Jordan River Valley is the Dead Sea Transform (DST) a segment of the East African – Red Sea Rift System . At the northern shores of the Dead Sea the valley floor is at ca. -400 m below sea level whereas the surrounding highlands reach on average 800 m above sea level. The Jordan River flows along the valley from Lake Tiberias in the north to the Dead

Sea in the south. The waters of the Jordan River are an extremely important resource to the dry lands of the area and are a bone of contention between Lebanon, Syria, Jordan, Israel and the Palestinians.

2. Water resources status in the lower Jordan river basin (ljrb)

a. General situation in a closed basin

The study area constitutes a closed river basin with a pronounced water deficit. A progressive closure of the basin means in this case that almost no water is left to be mobilized and used while demand, notably in urban areas, keeps increasing (Venot, Molle et al., 2006). Figure 1b lists the key elements in the anthropogenic modified water cycle of the LJRB. The final sinks of water in the LJRB are evaporation and water exports, there is no surplus water running to the open sea. The area is characterised by severe water scarcity. Figure 2 shows the Schematic Hydrogelogical Profile of the Lower Jordan Valley. Aquifers are seriously overexploited and groundwater levels have been dropping during the last decades. As a result, the surface area of the sea has already shrunk by one-third, springs around the sea are drying up and sinkholes (areas of severe land subsidence) are forming, threatening historical sites and infrastructure.

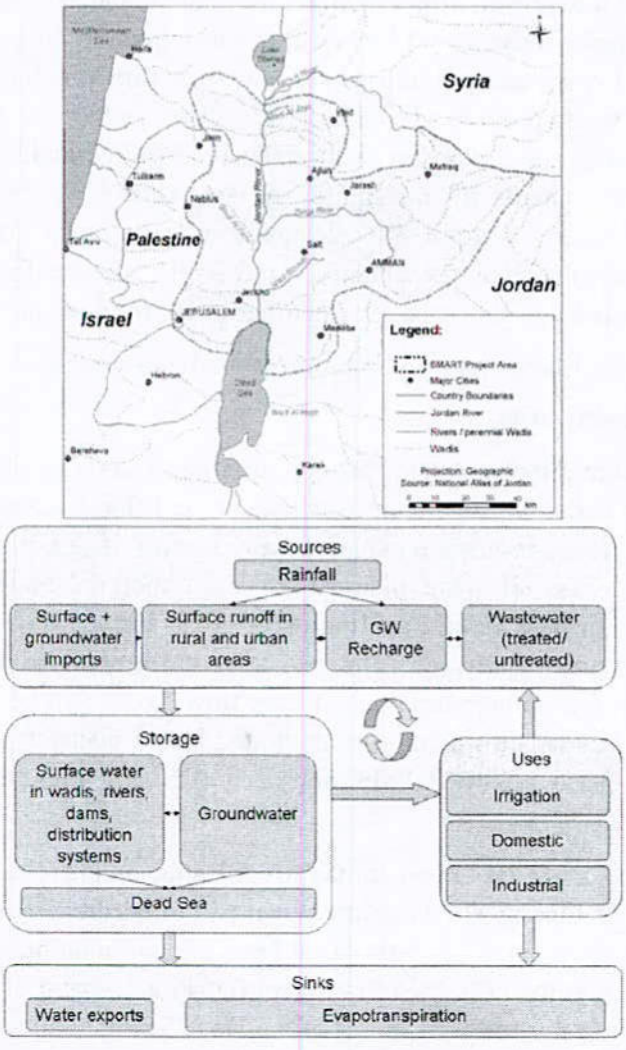


Figure 1: (a) Surface watershed of the Lower Jordan River Basin excluding Syrian parts (b) Key elements of the water cycle in a closed river basin: the case of the lower Jordan River.

Water quality of surface water is deteriorating due both due to reduction in natural flow volumes but also due to the many known and unknown releases of sewage into surface water. The situation is pronounced at the Lower Jordan River, whose waters were also historically more saline than the waters north of the Sea of Galilee (Like Tiberias) and of lower quality (Nissenbaum, 1969 in Farber et al., 2005). While flows of untreated wastewater in the wadis obviously constitute a pollution hazard, they still provide an augmentation of the Lower Jordan River baseflow.

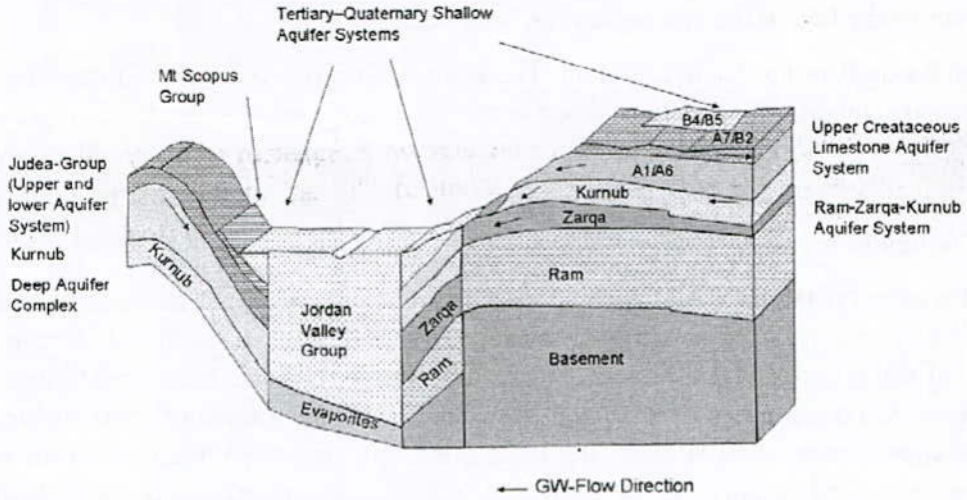


Figure 2: Schematic Hydrogelogical Profile of the Lower Jordan Valley. Assembled from various sources (Salameh and Udluft, 1985; USGS, 1998; The Hashemite Kingdom of Jordan, 2004; Sauter, 2006)

b. Groundwater

As groundwater is the major source of drinking water in the Lower Jordan River basin, hydrogeological aspects exert a dominant influence on the water management. Especially on the west bank, groundwater is the most important source of fresh water supply in the area. The tectonically and sedimentologically complex setting in the LJRB produces a large number of local and regional aquifers. While major lithostratigraphic units were mapped in the region, hydrodynamic connections between aquifers and the borders of subsurface drainage basins are still a research topic. The various local aquifers may be grouped into three major aquifer systems:

(i) Tertiary-Quaternary Shallow Aquifer System: Alluvial aquifers are present at the floor of the Jordan Valley and the fans of the incoming wadis, where the alluvium is in contact with the aquifers of Upper Cretaceous age (Ailjun series). The alluvial aquifer extends from the northern shore of the Dead Sea in the south to the downstream part of the Yarmouk River in the north. The thickness of the alluvium in the Jordan Valley varies from zero along the eastern boundary to about 750 m in the deepest part of the basin near the Jordan River. An average thickness of 400 m may be reasonable for the purpose of hydrological considerations (The Hashemite Kingdom of Jordan, 2004). On the western side of the Jordan Valley, the term Shallow Aquifer Hydraulic Complex is used. It comprises Pleistocene sedimentary and alluvial deposits of the Quaternary age which receive localized annual recharge

from wadi flows. The extent to which this aquifer is recharged from lower aquifers has not been determined and may be a function of faulting and fracturing.

(ii) Upper Cretaceous Limestone Aquifer System: On the western side of the Jordan, the aquifer system is known as the Judea Group (or also as Cretaceous Hydraulic Complex) and also here it is subdivided in at least an upper and a lower aquifer system. In terms of extracted volumes, this is the most important aquifer system in the region. It receives the major part of the groundwater recharge in the area, occurring mainly in the high mountain regions on both sides.

(iii) Ram-Zarqa-Kurnub Aquifer System: The Kurnub Group is of Lower Cretaceous age. It consists mainly of sandstone. For the movement of groundwater the intergranular porosity of the sandstones is of minor importance, because most of the intergranular space is filled with siliceous cement.

3. Introduction to mar

Managed aquifer recharge (MAR) encompasses a whole suite of internationally used terms such as rainwater harvesting or artificial recharge. MAR describes intentional storage and treatment of water in aquifers. The term 'artificial recharge' has also been used to describe this, but adverse connotations of 'artificial', in a society where community participation in water resources management is becoming more prevalent, suggested that it was time for a new name. Managed recharge is intentional as opposed to the effects of land clearing, irrigation, and installing water mains where recharge increases are incidental (Gale, 2005). Figure 3 shows the basic types for MAR but the actual implementation of schemes is varying widely with different concepts in many cultures. Typical goals of managed aquifer recharge perceived in the region are (i) maintain and increase the natural groundwater as an economic resource. (ii) avoid further salinization and salt water intrusion (iii) decrease losses due to evaporation (iv) create a seasonal water storage (v) provide treatment and storage for reclaimed wastewater for subsequent reuse). Table 1 illustrates the methodologies for Managed Aquifer Recharge and their applications in the Jower Jordan River Basin.

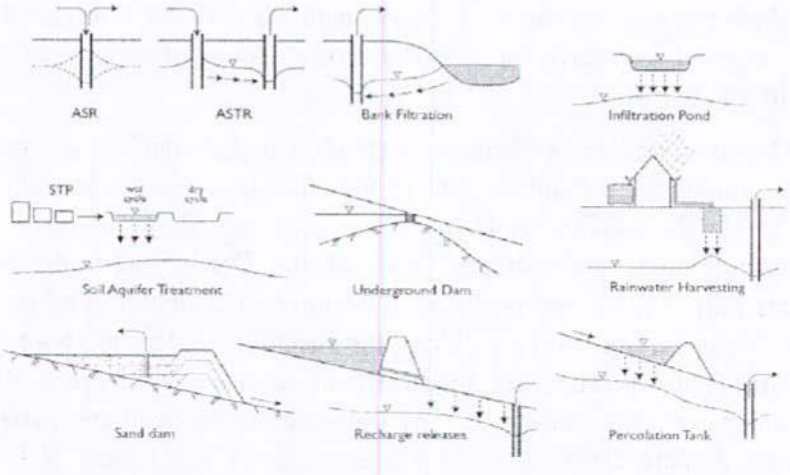


Figure 3: Schematic of types of management of aquifer recharge (Dillon, 2005). Abbreviations: ASR=Aquifer Storage & Recovery, ASTR=Aquifer, Storage, Transfer & Recovery, STP = Sewage Treatment Plant.

While there is more than a millennium of experiences of using rainwater and surface runoff in rural areas by various forms of rainwater harvesting, the use of treated wastewater is young in comparison. Nowadays intentional replenishment of aquifers by highly treated reclaimed waters is increasingly being practised in developed countries with the full support of communities, and health and environment regulators, for aquifers that are under stress through imbalances between rates of extraction and natural recharge (Dillon, Toze et al., 2004; Dillon and Jimenez in press). With strong population growth in many urban centres and reduction of agricultural water demand by use of innovative irrigation technologies, the need to set up more sustainable urban water systems becomes obvious.

Table 1: Methodologies for Managed Aquifer Recharge (Gale, 2005) and their applications in the Jower Jordan River Basin.

General methodologies for MAR		Application in the LJRB
Spreading methods	Infiltration ponds and basins	Israel (Dan region)
	Soil Aquifer Treatment	
	Controlled flooding	Jordan, Palestine, Israel
	Incidential recharge from irrigation	
In-channel modifications	Percolation ponds behind check-dams, gabions, etc.	Jordan, Israel
	Sand storage dams	
	Subsurface dams	
	Leaky dams and recharge releases	Jordan, Israel
Well, shaft and borehole recharge	Open wells and shafts	
	Aquifer storage and recovery (ASR)	
	Aquifer storage, treatment and recovery (ASTR)	Israel
Induced bank filtration	Bank filtration	
	Inter/-dune filtration	
Rainwater harvesting	Field bunds, agricultural ponds	Jordan, Palestine, Israel
	Roof-top rainwater harvesting	Jordan, Palestine, Israel

4. Mar examples in Palestine

Rainwater collection and storage schemes are traditionally carried out in Jordan and continued especially in rural villages. One of the techniques involves the filling of excavations close to wadi beds with a clay liner at the bottom, coarse rocks in the middle and a cover at the top.

Due to the ongoing, unfavourable political situation in Palestine, there has been little scope for the construction of artificial recharge sites in the last decades. Current systems centre on rainwater harvesting, looking back upon long tradition and experience. Within the local context, managed aquifer recharge examples are grouped under the section "non

conventional technologies". Popular methods are (i) covered, underground reservoirs (locally called wells or cisterns) or (ii) pools made from earth or steel, covered with black plastic sheets to prevent algae growth (Carlo and Ghanem, 2007). The cisterns supply an estimated 6.6 mcm per year within the WestBank. Cisterns serve an essential purpose, meeting water needs left unfulfilled by the devastated infrastructure. In most cases, cisterns collect water from rooftops during the rainy season, which is then stored in subsurface containers, usually ranging in size from 60-100 cubic meters. A large percentage of water collected in cisterns is used for domestic purposes. Tankers are also used to fill cisterns, especially in the summer months when the cisterns dry up due to the lack of rainfall (Shehabadeen and Ghanem, 2007).

While these systems are effective in storing rainwater and securing the water supply during dry times, they are not recharging the groundwater directly. A direct recharge, however, is achieved through the numerous retaining walls on the agricultural fields. The retaining walls hinder surface runoff and enforce downward infiltration of water.

Incidential recharge occurs from a significant number of cesspits, but is associated with high nutrient and contaminant loads.

5. Summary and conclusion

In general, the overexploitation of all aquifers in the region calls for recharge enhancement. Even without a recovery of the injected water close to the recharge site, a major environmental benefit will be achieved. Aquifers with high transmissivities are available close to the surface and successful examples are already implemented in the region. Mixing of injected water with saline groundwater bodies has proved to be low in international case studies. Beyond the hydrogeological constraints also the source of recharge water, the proximity to this source, the quality of the source and the availability of the source water has to be evaluated. Within the LJRB, both surface runoff and wastewater are available as sources. While significant amount of wastewater is produced in the urban areas, it is as far as possible used for irrigation following treatment. However, only a between 50% and 80% of the population are already served by sewerage systems.

The alluvial fan aquifers at the inlets of the wadis to the Jordan valley offer a good potential for MAR due to their hydraulic conductivity, the gentle gradients and the long retention time. A major concern for the alluvial aquifers in the Jordan Valley is the mixing of the recharged water with saline groundwater. However, international studies have demonstrated that the mixing can be very low due to the slow groundwater movement and that efficient recovery is possible (Pavelic, Dillon et al., 2006). The Upper Cretaceous limestone aquifer system offers ample storage space but its use must be planned carefully due to the many fast discharge options via springs.

Planning for MAR must take the local circumstances into account, such as the strong seasonality of rainfall, and high intensity peak rain events which require large reservoirs to provide temporal storage for runoff during flash floods. High technology options like ASR require significant experience in set-up and maintenance, especially with regard to the prevention of clogging and may not be suitable at this point. Furthermore, surface runoff from urban areas may be strongly polluted as no effective source control measures are currently in place.

This review showed that a considerable potential in the lower Jordan River basin for managed aquifer recharge exists. However, MAR is not yet identified as a major goal in the national water master planning. Currently the main focus is on water demand management, water supply management and institutional reforms (Taha and Magiera, 2006). Considering the currently limited depth of this review of MAR activities in the Lower Jordan River basin, it is essential to increase the coverage by incorporating more of the locally available grey literature. In order to unlock the potential for MAR in the region, a series of background and feasibility studies on the following topics are recommended:

- Increase of groundwater recharge from reservoir structures by removal/disturbance of low permeability reservoir sediments.
- Artificial recharge from open reservoirs into alluvial fan aquifers
- Use of urban surface runoff for groundwater recharge
- Holistic urban water balances and construction of sustainable water systems in the fast growing urban areas
- Quantification of the impact of MAR in terms of evaporation prevention
- Cost-benefit analysis of MAR within the IWRM framework under the consideration that all the recharged water volumes (irrespective of the recovery possibilities on spot) are effectively adding up to the total water availability in the Jordan River basin.

References

Carlo, A. and M. Ghanem (2007). ***Socio economic impacts of using water harvesting*** techniques & water supply systems in Ein Quina Village, Palestine Hydrological Group : 60.

Dillon, P. (2005). "***Future management of aquifer recharge***." Hydrogeology Journal(13): 313-316.

Dillon, P., S. Toze, et al. (2004). ***Conjunctive Use Of Urban Surface Water And Groundwater For Improved Urban Water Security***. IAH Congress Zacatecas 2004, Zacatecas, Mexico.

Farber, E., A. Vengosh, et al. (2005). "***Management scenarios for the Jordan River salinity crisis***." Applied Geochemistry(20): 2138-2153.

Gale, I. (2005). ***Strategies for Managed Aquifer Recharge (MAR) in semi-arid areas***. Paris, France, Unesco-IHP.

Pavelic, P., P. Dillon, et al. (2006). "***Hydraulic evalutation of aquifer storage and recovery (ASR) with urban stormwater in a brackish limestone aquifer.***" Hydrogeology Journal(14): 1544-1555.

Salameh, E. and P. Udluft (1985). "***The hydrodynamic pattern of the central part of Jordan***." Geologisches Jahrbuch C, Hannover.(38): 39-53.

Sauter, M. (2006). ***Schematic geological and hydrogeological profile of the LJRB***. GIJP-Project, University of Goettingen.

Shehabadeen, A. and M. Ghanem (2007). ***Health Impact of Groundwater Pollutant***. Ramallah, Palestinian Hydrology Group: 42.

Taha, S. and P. Magiera (2006) ***Water management in Jordan under scarce conditions.*** International Conference on Water Governance in the MENA Region **Volume**, 12 DOI:

The Hashemite Kingdom of Jordan (2004). ***Digital Water Master Plan.*** Amman, Jordan, Ministry of Water and Irrigation.

USGS (1998). ***Overview of Middle East Water Resources*** - Water Resources of Palestinian, Jordanian and Israeli Interest:44.

Venot, J.-P., F. Molle, et al. (2006). ***Dealing with Closed Basins: The case of the Lower Jordan River Basin***. World Water Week 2006, Stockholm.

CONCRÉTISER LA NOTION DE PRIX ABORDABLE DE L'EAU POTABLE

Henri SMETS

Académie de l'Eau, Paris
henri.smets@smets.com

Résumé

Pour mettre en œuvre le droit à l'eau, il faut non seulement que l'usager dispose d'eau potable mais il faut en plus que cette eau soit d'un prix "abordable". Cette exigence figure à la fois dans les textes internationaux (Conférence de Dublin 1992, Observation générale N°15 (2002), etc.) et aussi dans le droit interne où elle s'exprime par une référence à un tarif équitable, à un tarif reflétant la solidarité sociale (Algérie) ou à un accès à l'eau à des conditions économiquement acceptables (France). Comme la notion de prix abordable est mal définie, il est difficile de savoir dans quels cas l'exigence de prix abordable inscrite dans la loi est satisfaite.

L'accessibilité économique de l'eau et son contraire l'inabordabilité du prix de l'eau sont des concepts économiques qui sont généralement mis en œuvre en comparant le prix de l'eau potable consommée par un ménage et le revenu dont dispose ce ménage pour payer cette eau et l'assainissement qui lui est associé. Alternativement, on peut mesurer la durée de l'effort journalier à fournir pour acquérir et transporter l'eau potable d'un ménage. Nous limiterons notre analyse aux cas des ménages alimentés par un réseau de distribution d'eau et qui risquent de perdre cette alimentation si l'eau n'est pas payée.

Dans les pays industrialisés, il existe plusieurs bases de données pour calculer l'indice d'inabordabilité de l'eau pour le consommateur médian et par extrapolation pour les ménages sous le seuil de pauvreté de 50% du revenu disponible médian. Pour faciliter les comparaisons, on fait l'hypothèse que la consommation d'eau est de 120 m^3 par ménage et par an. Comme la dépense d'eau représente une très faible part du revenu disponible des ménages médian, la question de l'inabordabilité de l'eau potable ne se pose pas pour la plupart des personnes. Au contraire, pour les ménages démunis, c.-à-d. pour environ 5% à 10% de la population, le montant des factures d'eau divisé par le revenu disponible moyen de ces ménages pauvres est généralement assez proche de 2.6%. Le faible écart entre les valeurs de cet indice dans des pays industrialisés différents est probablement dû à un consensus politique sur la part du prix de l'eau qui doit raisonnablement être prise en charge par les ménages.

Pour les pays en transition et les pays en développement, les données statistiques sont moins fiables et le prix de l'eau est parfois en augmentation rapide avec la diminution des subventions d'État. Dans de nombreux cas, l'indice d'inabordabilité pour les ménages pauvres est le double de l'indice des pays industrialisés et atteint environ 5%. Ce niveau de dépenses est obtenu grâce aux importantes subventions pour les investissements dans le secteur de l'eau et même aussi pour couvrir les frais d'exploitation. Ainsi au Maroc, les personnes du premier décile en milieu urbain dépensent 3% pour l'eau et l'assainissement. Des bornes-fontaines avec prépaiement ont été mises en place. Elles délivrent à titre gratuit 40 l/j par personne et à titre payant la consommation supplémentaire.

Les valeurs observées de l'indice d'inabordabilité pour les ménages pauvres branchés à un réseau de distribution sont assez proches des valeurs recommandées depuis plus de 20 ans par des experts internationaux ou par des organisations internationales (seuil à ne pas dépasser de 3 à 5% du revenu disponible d'un ménage) mais sans fournir de justifications.

L'indice d'inabordabilité prend tout son sens quand il est utilisé dans les politiques sociales pour fixer un prix socialement acceptable ou raisonnable de l'eau ou dans les politiques de l'eau pour fixer le montant des subventions. Il sert aussi de seuil pour l'attribution d'aides ciblées pour l'eau de personnes pauvres qui se trouvent au-delà du seuil du fait de leur situation économique.

Dans plusieurs pays, les autorités ont officiellement fixé dans leur politique sociale l'objectif d'éviter qu'un ménage ne soit obligé de consacrer plus de 3 % de ses revenus à l'eau potable (Exemples : Irlande du Nord, Argentine) ou ils utilisent le niveau de 3% comme référence pour évaluer leurs politiques de tarification (Angleterre).

Dans de très nombreux pays, les autorités ont pris des mesures à vocation sociale pour aider les ménages pauvres à payer leurs factures d'eau quand ils n'y parviennent pas (France, Belgique, Angleterre, Hongrie, États-Unis) ou pour alléger ces factures par des tarifications ciblées ou sociales (Belgique, Chili, Colombie). Ces mesures ciblées en vigueur dans une vingtaine de pays se traduisent pas des réductions de tarif de 15 à 50%. Dans certains cas, la première tranche est gratuite ou à prix très réduit. L'effet de ces mesures ciblées est généralement de ramener les factures d'eau de certaines catégories de ménages pauvres en dessous d'un seuil d'environ 3% du revenu disponible dans les pays industrialisés et d'environ 5% dans de nombreux autres pays. Ces réductions démontrent que la notion d'abordabilité a reçu une traduction concrète. Un nombre important de ménages pauvres ont ainsi été aidés et protégés du risque de coupure d'eau.

Certains pays ont choisi d'autres voies pour résoudre le problème d'accès l'eau. Ils ont décidé de subventionner l'eau de façon très forte ou même de ne pas la faire payer (Irlande), d'interdire les coupures d'eau des ménages (Allemagne, Autriche, Suisse, Angleterre), de traiter les dépenses d'eau dans le cadre de l'ensemble des dépenses de logement (Russie, Ukraine) ou encore de ne pas mesurer la consommation d'eau. Dans ces cas, la notion d'abordabilité est plus difficilement quantifiable, même si le ménage reçoit une indication plus ou moins fiable de la partie eau que comporte une facture ou une taxe locale.

En matière d'inabordabilité de l'eau potable délivrée par des réseaux, on observe une grande convergence entre les comportements des autorités responsables et les avis d'experts. La conséquence normale de ces convergences serait de justifier ex post le choix d'un seuil d'inabordabilité d'environ 3% dans les pays industrialisés, seuil fondé sur l'observation des décisions collectives et non sur des calculs théoriques.

Il va de soi que ce seuil est dépassé pour un petit nombre de personnes très pauvres, qui pourront bénéficier d'aides spécifiques pour que leurs dépenses d'eau représentent au plus 3% de leur revenu disponible. Ces aides peuvent être données a priori sous la forme d'une réduction tarifaire ou a posteriori sous la forme d'une aide ciblée. Le coût de ces mesures ciblées est très faible car peu de gens dépassent le seuil d'inabordabilité.

A l'expérience, il apparaît que les systèmes de tarification peuvent être adaptés pour être à la fois économiquement efficaces et socialement équitables. Cela implique d'introduire dans la tarification des informations concernant l'usager et de ne pas se limiter à mesurer la consommation d'eau d'un nombre indéterminé de personnes chez l'abonné. Il ne faut pas confondre l'égalité d'accès des abonnés au service public et l'égalité d'accès des personnes devant les charges des services publics. Se référer à la solidarité ou à la fraternité implique d'organiser les péréquations tarifaires pour que l'eau soit d'un prix abordable pour tous.

Sans mesures sociales, il ne sera pas possible de mettre en œuvre le droit à l'eau pour tous. A cet effet, il faut préciser qui paiera l'aide pour l'eau des pauvres (le distributeur, l'usager, les pouvoirs publics, etc.) et qui gérera le système d'aide. Le distributeur a un rôle à jouer dans ce domaine mais il est secondaire. Le pouvoir politique sera appelé à organiser le financement et gérer l'aide pour l'eau au bénéfice des ménages pauvres mais aussi des écoles et des organisations charitables ou religieuses selon les traditions de chaque pays. La loi devra autoriser des dérogations spécifiques au principe d'égalité d'accès au service public et le gouvernement devra expliquer la portée concrète de la référence à des tarifs "solidaires" ou "équitables". La pratique d'autres gouvernements confrontés à des problèmes similaires pourrait être une source d'inspiration.

OVERVIEW OF ON-SITE WASTEWATER MANAGEMENT IN THE PALESTINIAN RURAL AREAS

Majeda A.M. Alawneh,
Msc. Water Quality Management
Palestinian Water Authority, Ramallah, Palestine, e-mail:malawneh@msn.com,
mag_alawneh@yahoo.com

Abstract

About 73% of the households in the West Bank in the Palestinian areas have cesspit sanitation and almost 3% lack any sanitation facilities, mainly in rural areas. Since many years high percentage reaches 92% of the wastewater in the rural houses is still collected in cesspits and open channels where it infiltrate into the soil and contaminates the groundwater. Besides, only about 2% of houses in the West Bank rural areas are connected to wastewater networks. Few houses use the septic tanks that need regular evacuating.

Due to the shortage and scarcity of water (daily water consumption in the rural areas is 40-50 l/c.d), the wastewater is consider to be very concentrated with pollutants which disposed to the soil without or with partial treatment.

Wastewater reuse in agriculture is a common practice in the rural areas that suffer from water supply shortage. There are many countries in the world and in Palestine use the technology of wastewater treatment–low cost at the house or small community level

Many types of treatment technologies for wastewater (domestic and gray) had been implemented in the West Bank. Gray wastewater treatment plants are wildly spreading, mainly the trickling filters, septic tank–up-flow gravel filter. The effluent after being treated is mostly used by drip irrigation system to irrigate house gardens. There is a socio-cultural acceptance in the rural areas of the practice of reuse of wastewater in irrigating the gardens. Usually the house owner prefer to grow some egg-plant, pepper, corn flower and tomato.

Few analyses were conducted to measure the treated or untreated gray, black or domestic wastewater quality in the West Bank rural areas, these analyses were limited within small projects and not really indicate the real case of wastewater characteristics which is expected to be widely different from location to another.

Effluents from some on-site treatment plants shows 70 % reduction of COD within a certain retention time. Few attention was paid for the microbiological quality of the effluent which is an important factor for the health aspect

Keywords: Grey wastewater, irrigation, septic tanks, waste water reuse, rural areas, on site wastewater treatment

1. Introduction

Palestinian NGOs with international funds and in cooperation with the Palestinian Water Authority (**PWA**) are the organizations involved in the construction of wastewater treatment plants in the rural areas in the West Bank. Over the last 7 years, these NGOs have implement onsite wastewater treatment systems of different types through which domestic and gray wastewater is treated with sizes serving between 5 and 1000 inhabitants.

All waste produced in the home except toilet waste (urine and faeces) is called gray water. Gray wastewater contribute to daily household total wastewater production which is about 80%, this amount when properly treated can contribute to a good source of water and reused for irrigation for the house garden saving the fresh water for drinking and reducing the evacuating frequency for septic tanks.

2. Wastewater Characteristics of the West Bank Rural Areas

Few analyses were conducted to measure the gray and domestic wastewater characteristics in the West Bank rural areas, the available analyses were limited to small projects. From the very limited studies on gray wastewater, table (1) summarizes the gray wastewater characteristics from houses of 25 families in Biet-Diko and Bilien.

Table(1): Gray wastewater characteristics of 25 houses in Biet-Diko and Bilien villages/Palestine (Burnat 2002)

Item	BOD_5	COD	pH	EC	TDS	SVI	TS	TSS	Cl^-	HCO_3^-
Unit	mg/l	mg/l		µs/cm	ppm	ml/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
value	590	1270	6.6	1585	935	11.4	1780	1396	255	230

Item	NH_4^+	NO_3^-	SO_4^{2-}	PO_4^{3-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	TC	FC
Unit	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	CFU/100 ml	CFU/100 ml
value	3.8	38	74	4.4	75	35	126	16	31000	60

Notes:
- Analysis were done in cooperation with PWA Central Lab during 2001
* Thirty sample were tested in triplicate
* Biet-Diko: Samples were taken from the entrance manhole to the treatment plant, where gray wastewater flows from (21) houses.
* Bilien-Household: Samples were taken from the entrance manhole of four household gray wastewater treatment plant serving (4) families of 6, 7, 12 and 14 inhabitants.

2. Existing Wastewater Treatment Systems in Rural Areas in the West Bank

The most used treatment systems used in the West Bank rural areas are described below *(other systems may be implemented, however no available information and data about it).*

3.1 Septic Tank - Upflow Gravel Filter Plant System

Septic Tank - upflow gravel Filter plant in the West Bank rural areas are generally treating gray wastewater from households of 6-24 inhabitants.

Agricultural Relief Committees (PARC) build more than 2000 of such systems. The main treatment part is anaerobic process followed by aerobic multi-layer filter (sand, coal, gravel). The layout of the pilot plant is shown in **figure (1)**. The upflow gravel filter is designed as gravity loaded system, works at maximum flow at day hours and zero flow at night hours. The retention time of the wastewater in the septic tank is 1.5 to 2 days.

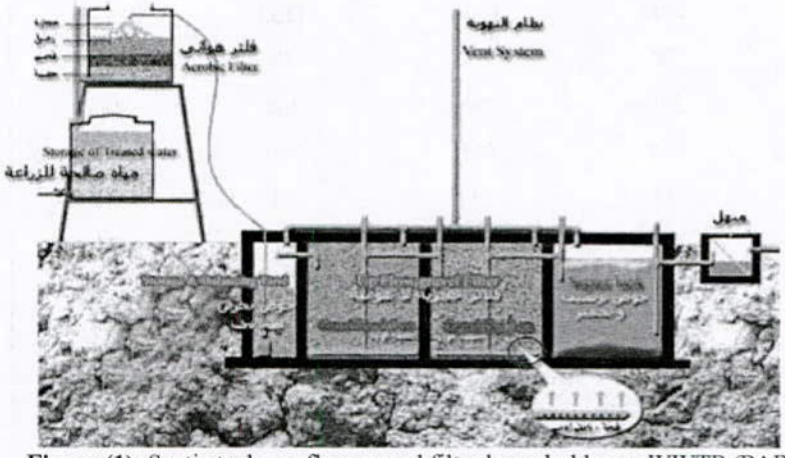


Figure (1): Septic tank - upflow gravel filter household gray WWTP (PARC Leaflet).

Research has been conducted for Four Septic Tank-Upflow Gravel Filter plants, installed at four different houses in Bilien village. These treatment plants were operated and monitored for almost two years (2000-2002). Around 30 samples (in triplicates) were taken from the effluent of the treatment plants. The systems were never desludged as not much accumulated settled solids have been noticed after a period of one year of continuous operation (Burnat 2002). Accumulation of grease occurred at the top of the surface of the first tank, and the process is totally anaerobic. Average data of the systems performance are presented in **table (2).** The results indicate a very good effluent quality as the BOD effluent was as low as 27 mg/l, and almost had zero fecal coliform. Therefore, the effluent can be reused for unrestricted irrigation.

Table (2): The performance results of four on-site Septic Tank-Upflow Gravel Filter household gray wastewater treatment plants/ Bilien village/ Palestine (Burnat, 2002)

Sample Information		TP1 (10 persons)	TP2 (6 persons)	TP3 (7 persons)	TP4 (14 persons)
Sample Location		Pump Compartment	Pump Compartment	Pump Compartment	Pump Compartment
Parameter	Unit				
Appearance		Clear + bad smell	Clear + no smell	Clear + No smell	Gray +Turbid + Slightly smell
PH	***	7.22	7.23	7.28	6.99
Conductivity (EC)	µs / cm	2710	2220	1850	1980
TDS	mg/l	1472	1238	1053	1073
COD	mg/l	145	80	85	284
BOD_5	mg/l	65	27	28	129.6
Settable Solids	ml/l	0.1	0	1.6	0.1
TS	mg/l	1546	1300	1133	1233
TSS	mg/l	70	54	78	97
Chloride (Cl^-)	mg/l	330	295	268	286
Bicarbonate	mg/l as $CaCO_3^-$	818	661	500	474
Nitrate (NO_3^-)	mg/l as NO_3^-	23	16	10	22
Sulfate (SO_4^{2-})	mg/l as SO_4^{2-}	23	4	11	22
Phosphate (PO4)	mg/l as PO4	47	13	27.4	47.9
Calcium (Ca)	mg/l as Ca	86	112	72	70.6
Magnesium (mg)	mg/l as Mg	34	34	38	31
Sodium (Na)	mg/l as Na	248.3	192.2	174.5	191
Potassium (K)	mg/l as K	23.8	18.5	9.81	8.4
Total Coliforms	CFU/100 ml	447	TMTC	364	TMTC
Feacal Coliforms	CFU/100 ml	0	0	0	0

TMTC: Too Many To Count.

A modified design (figure 2) for the previous system designed by **PARC** is adopted and implemented by **Action Against Hunger-ACH**- who has constructed about 100 of total wastewater treatment plants with different capacities in the Tubas district rural areas in the West Bank.

The septic tanks were designed for a retention time of 5 days and the filters were designed for a retention time of 2 days. These have been estimated based on a water consumption of 40 liters per capita per day (l/c/d) and 80% wastewater conversion

factor. The Odor problem could be eliminated by installing a special coal filter cap as a cover for the ventilation pipe.

These treatment plants were monitored after the construction phase. The results will be compared with the designed efficiencies as soon as the plants are full in operation. This will provide better judgment of the treatment efficiencies according to the design criteria.

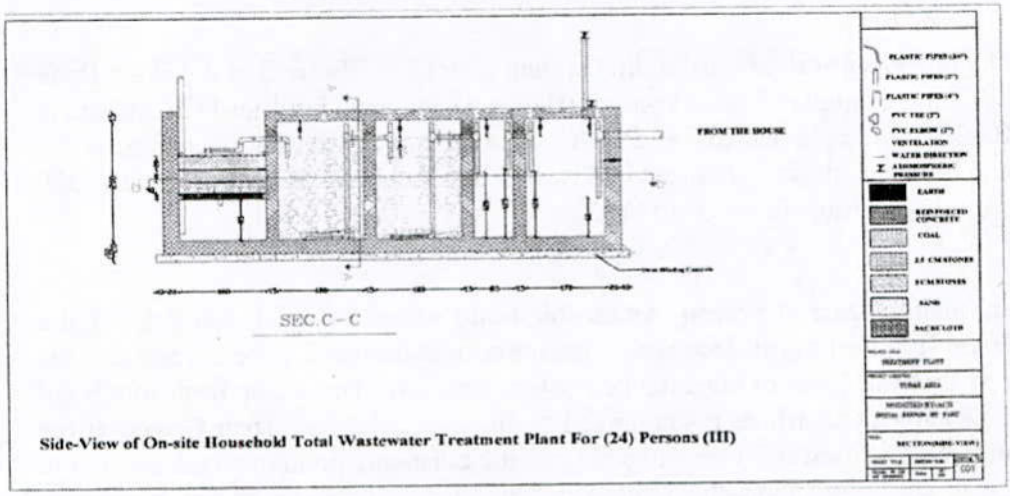


Figure (2): Side-View of on-site household wastewater treatment plant implemented by **ACH** for 24 persons (Shaheen, 2004)

Another example is a treatment plant of capacity 20 m^3/d was implemented in Deir Samet in Hebron district in year 2001 under **the supervision of PHG.** The treatment plant as in **figure (3)** consists of two in series septic tanks, **four-up flow filters** and a collecting tank. The excess sludge is dried on gravel beds. 80% reduction in COD concentration was obtained.

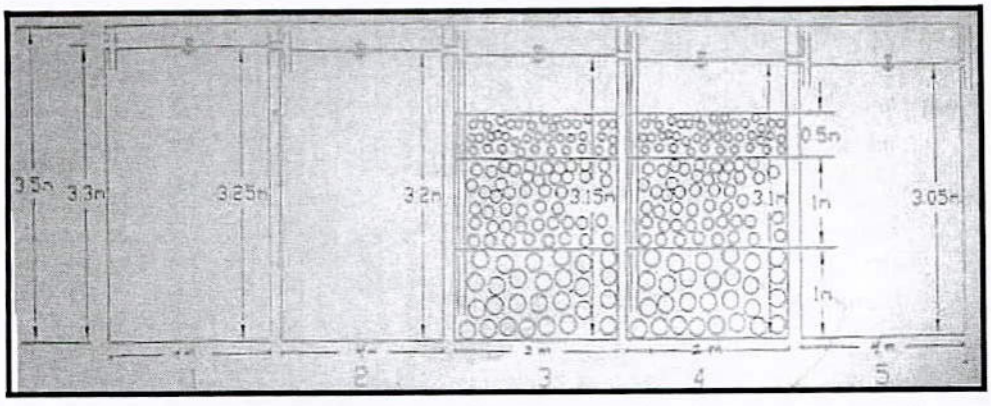


Figure (3): Cross section in the gravel filter of Deir Samet treatment plant (Al Jamal, 2004)

ANERA has implemented few on-site wastewater treatment plants in few schools in Hebron villages. The onsite treatment plants were simply made of a collecting manhole connected to a three compartments septic tank. The effluent was allowed to pass out of the septic tank through a perforated PVC 4" pipe under a 20cm gravel layer. However, there was no enough information about these treatment plants. The plants were not followed up by ANERA after the finish of the project and they were left neglected. No samples were taken to check the plants efficiency and to control the plants operation. Moreover, no design report is found.

3.2 Anaerobic pond- Upflow Anaerobic Filter- Sand filter System

Treatment of gray waste water by using this system is not widely used in the West Bank rural areas. A good example of these systems **(figure 4)** conducted in Biet-Diko village in the West Bank was implemented by **PARC**. The plant started the operation under anaerobic conditions and was connected to sewered population of approximately 300 persons at per capita sewage flows of 50 l/c/d.

The treatment plant consist of **Screen**, **Anaerobic pond** where the solids settle down, the grease and foam floats on the surface with a retention time designed to be at least 2 days, it was noticed that the level of accumulated solids was low. The water from this pond flows to a balancing pond where a submerged pump was installed. Then **Gravel filter** where the pretreated wastewater was pumped from the balancing pond to a tank where the wastewater was controlled over the bottom of the filter bed media to act as upflow anaerobic filter. The water from the gravel filter drops from the top of the filter touching the ambient air, going through a collecting basin to the **Sand filter** to removing the suspended solid. Water then flows into a **polishing pond** to eliminate pathogens by sun rays and to act as three days storage tank for recirculation and irrigation.

The treatment plants were operated and monitored for almost two years (2000-2002). Average testing results are shown in **table (3)**. Some samples of fresh gray wastewater showed a small counts of the Feacal Coliforms BUT disappeared in the treated samples.

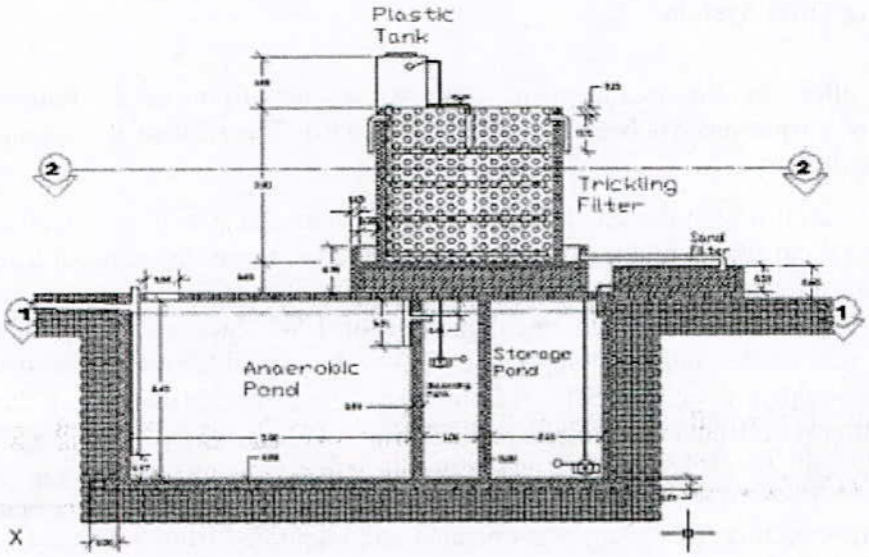


Figure (4): Sketch of Biet-Diko collective gray wastewater treatment plant (Burnat, 2002).

Table (3): Average results of wastewater samples / Biet diko (Burnat, 2002).

Parameter	Unit	Drinking water	Settling Pond	Balancing Pond	Gravel Filter	Sand Filter	Polishing Pond
pH		7.37	6.65	7.06	7.43	7.25	7.61
Conductivity (EC)	µs / cm	1118	1041	1378	1210	1200	1190
TDS	mg/l	543.3	531.2	703	601	620	620
COD	mg/l		847	302	329	95	97
BOD_5	mg/l		383	138	149	26	32
TS	mg/l		1046	686.7	853.3	686.7	866.4
Chloride (Cl^-)	mg/l	173	102	155	155	161	152
Bicarbonate	mg/l as $CaCO_3^-$	230	308	380	304	292	297
Nitrate (NO_3^-)	mg/l as NO_3^-	1.7	50.45	14	11.39	9.6	10.76
Sulfate (SO_4^{2-})	mg/l as SO_4^{2-}	11	28	27	21	18	21
Phosphate (PO_4^{3-})	mg/l as PO_4	0.2	7.1	16.8	6	8.6	4.4
Calcium (Ca^{2+})	mg/l	69	52.4	60.2	31.3	35.2	42.5
Magnesium (Mg)	mg/l	32	4	14	3	11	8
Sodium (Na^+)	mg/l	90	146.8	187.5	112.4	133.3	153.3
Potassium (K)	mg/l	3.6	12.76	24.11	18.3	19.96	25.31
Total Coliforms	CFU/100 ml	**	TMTC	1250	3050	1300	2500
Feacal Coliforms	CFU/100 ml	**	**	**	**	**	**

** *Not detectable.*

3.3 Trickling Filter System

A trickling filter for the treatment of gray wastewater from single houses with approximate of 13 persons has been built (Mustafa, 1996). The effluent from the plant is used in the garden.

The trickling filter has been designed **(figure 5)** as a low loaded system with recirculation in order to wet the media at night, to minimize odor and to prevent breading of filter. The filter media were from washed wadi stones of 2 to 6 cm in size. The volume of the filter was 1.0 m^3. Septic tank (T1) with retention time of 1.5-2 days and made of plastic received the gray wastewater. A storage tank (T2) with a variable water level had been placed to receive the re-circulated effluent from the trickling filter. Effluent from the under drain of the filter is collected in a balance tank.

The septic tank-trickling filter plant was operated and monitored from 3 January 1997 to 30 May 1997. Monitoring results show that the efficiency of the system improved with time and increased with (ambient air) temperature. The efficiency also improved when the hydraulic flow rate was increased from 0.065 to 0.12 m/h, the effluent COD decrease from about 600 mg/l to about 60 mg/l. The COD/BOD ratio in the influent is generally 2.4. More than 80 % BOD removal was achieved.

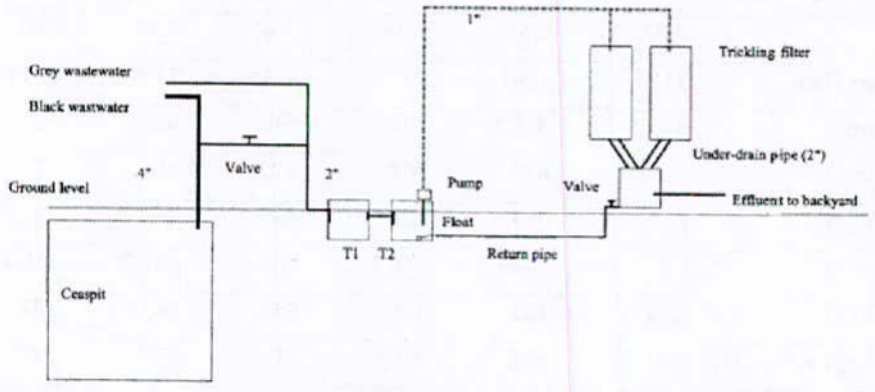


Figure (5): Onsite trickling filter plant (Mustafa, 1996)

Rising gases and H2S smell besides not much accumulated settled solids were noticed in T1 after three months of operation. The color was black and no strong H2S smell was noted in T2 even though the wastewater was still had a black color.

3.4 Waste Stabilization Ponds (WSP)

Waste stabilization ponds technology is not widely used in the West Bank rural areas. As this technology required large area which mainly considered the main factor limiting using this system in Palestinian. Such system was build by **Talitha Kumi School** and was studied through a master thesis research. Theodory (2002) found that the original design of the unit operations of the WSP was not based on real data of wastewater analysis but assumed values. He also reported that a reduction of 38% and 45% in both total BOD and

filtered BOD respectively. Removal rate of 41% was also recorded for both total and filtered COD. In the same range, removal rates of nutrients were noticed. For ammonium, nitrate and total phosphate, reduction rate of 42%, 46% and 9% were achieved respectively, whereas only 39% of the TSS was achieved in the anaerobic pond. The obtained results from this research study showed that the performances of the anaerobic pond, facultative and maturation ponds were not satisfactory.

3.5 Duckweed Wastewater Treatment Plant

Wastewater treatment by duckweeds has some advantages as the low operation cost, low energy consumption, on the other hand the major disadvantages are relatively large area requirements and decrease performance in winter and windy condition..

This treatment technology is used in Al-Aroub College and the adjacent stable of the cows in Hebron area with a capacity of 8 m^3/day **(Figure 6)**. Duckweed (Lemna gibba) was used for purification purpose. **Table 4** shows the treatment efficiency of the wastewater treatment plant units. Nowadays the plant is managed by Al-Aroub collage and they are facing financial obstacles to continue a success treatment process.

Table (4): Treatment efficiency of duckweed wastewater treatment plant units (Awadallah, 2005)

Parameter	Fresh wastewater	Septic tanks effluent	Effluent DL1	Effluent DL2
pH	7.16 ± 0.23	7.57 ± 0.37	7.65 ± 0.05	8.11 ± 0.5
DO(mg/l)	0.62 ± 0.20	1.53 ± 1.22	2.07 ± 0.7	4.49 ± 3.02
EC(µs/cm)	1934 ± 280	2282 ± 359	1776 ± 145	1664 ± 351
COD(mg/l)	245.9 ± 66.1	148.3 ± 56.3	67.8 ± 39.6	67.1 ± 34.0
BOD(mg/l)	113.5 ± 27.2	77.9 ± 19.5	15.1 ± 6.4	13.0 ± 6.9
NH_4^+-N(mg/l)	51.9 ± 4.0	63.9 ± 29.6	31.3 ± 14.2	20.6 ± 10.5
TKN(mg/l)	Nm*	66.5 ± 15.9	nm*	nm*
NO_3^--N(mg/l)	0.0	0.0	1.8 ± 0.2	2.15 ± 0.09
NO_2^--N(mg/l)	Nm*	0.0	0.25 ± 0.01	0.3 ± 0.04

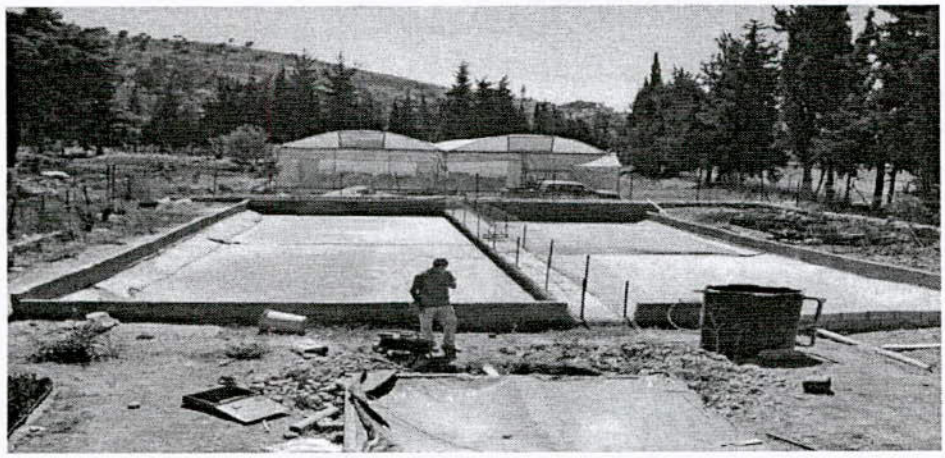


Figure (6): Duckweed Wastewater Treatment Plant

Hanif (1996) Reported through a research that tissue N & P content in Lemna gibba decreased with decreasing ammonium nitrogen and Ortho-phosphate of the wastewater, Lemna gibba remove 33.5% and 56% of the total Nitrogen and phosphorous in the wastewater over a period of 12 days.

3.6 Activated sludge System

Such system is found and implemented by **Birzeit University and by ARIJ** Activated sludge systems are not widely used in the West Bank rural areas. Some systems were implemented by the Applied Research Institute (ARIJ) in Bethlehem Area as the schematic diagram in **figure (7)**, the plant is serving about 30 persons. No further information about the percent of treatment achieved and quantity of sludge produced through the treatment.

Treatment of wastewater in this system is based on biological process using single heterogeneous activated sludge kept in suspension. The treatment includes nitrification, and de-nitrification processes. Separation of the effluent from the sludge suspension takes place in the separation zone by fluid to fluid, or sludge blanket filtration.

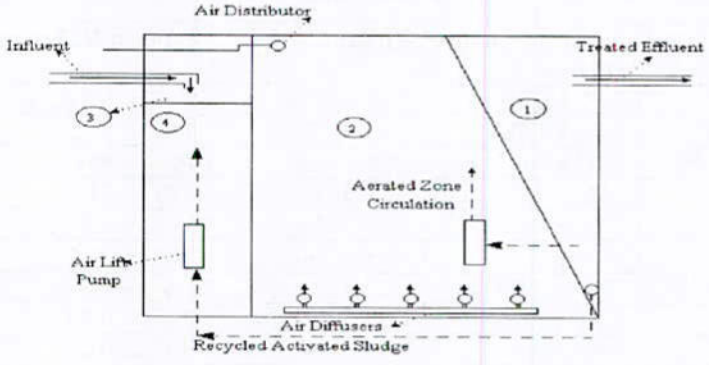


Figure (7): ARIJ wastewater treatment plant (ARIJ, 2000)

Stabilization System **(Figure 8)** is used in Birzeit University in Ramallah District in the West Bank. Domestic wastewater from all buildings including cafeterias as well as various laboratories of Birzeit University campus is collected with a central sewerage network serving almost 4000 persons. The amount of sewage collected and treated is bout 60-80 m^3 per day.

Pre-aeration of wastewater influent is accomplished in the holding tank to freshen the sewage and control odor problems.

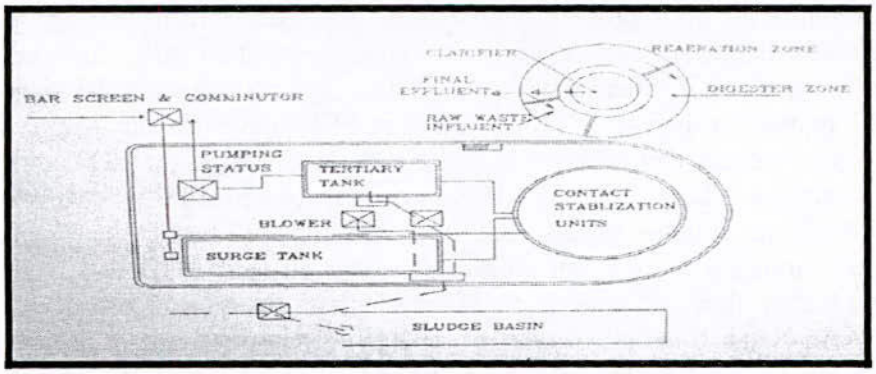


Figure (8): Layout of Birzeit wastewater treatment plant (Mubarak 2004)

The purification capacity of the treatment system was studied for the last four years. COD removal was 85% and the effluent COD concentration was less than 110 mg/L (average value was 88 mg/l). High nitrification (70% of the influent nitrogen were nitrified) could be maintained at 15 °C, and 42 % of the oxidized nitrogen was denitrified.

3.7 Subsurface Drainage Technique (SDT):

Typical units of this treatment system were designed, supported and constructed in different rural areas by Save the Children Foundation **(SCF)** between 1989 and 1998. It was implemented in Tamoun, Osareen, Sair, Bani Naim and Alwalajeh. Such system is treating the domestic wastewater

The **SDT** unit consists of three main parts as shown in **figure (9)**: (1) the sewer line from the house (2) the sedimentation tank (3) and the biological filter. The units are supposed to be cleaned every three years. The sewer line carries the sewage (domestic wastewater) from the house to the concrete septic tank that consists of two compartments with total volume of $13m^3$ with 2m depths. A distribution box outside the septic tank connects it with the penetration field. It consists of perforated pipes laid 60cm under the surface of the ground with a maximum slope of 1 percent and buried in gravel with a minimum thickness of 15cm and a 5cm layer of ash laid over the gravel.

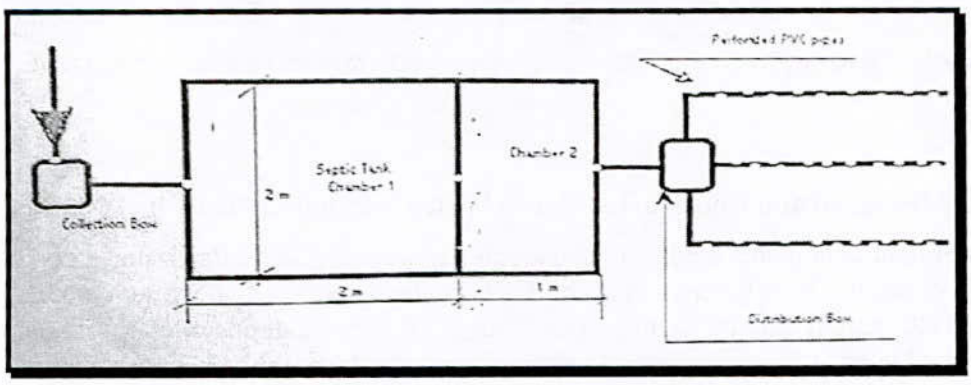


Figure (9): Plan view of the subsurface drainage technique (SCF, 1998)

In most of the SDT units no odor problems have been observed. The technology is considered cheap and affordable, and does not require a special operation skill. However, they were poor followed by SCF after completion of the project to assure the good operation of the SDT units after the end of the project. The SCF didn't take any samples for quality test to prove success and efficiency of the system. Some of the SDT units suffered from poor drainage fields, where the SDTs have been executed in rocky areas, where no garden or field was suitable for disposal. Likewise, most of the SDTs systems effluent weren't used for reuse of disposal wastewater. The effluent BOD and COD concentrations were higher than 400mg/l and 1000mg/l respectively in most of the samples analyzed by An-Najah National University. The efficiency of treatment achieve removal percentages of 17-52% BOD, 23-61% COD and 60-90% SS, this removal efficiencies may be changed from location to another mainly due to the influent wastewater characteristics and operation and maintenance procedure. No enough data is available about these plants performance.

3.8 UASA septic tank followed by wet land system

This pilot project is located in the town of Bani Zaid in Ramallah district where 100 houses approximately are connected to the treatment plant which was implemented by **PHG (figures 10 &11).** The pilot treatment plant consists of: UASB Septic Tank, Wet land and storage tank.

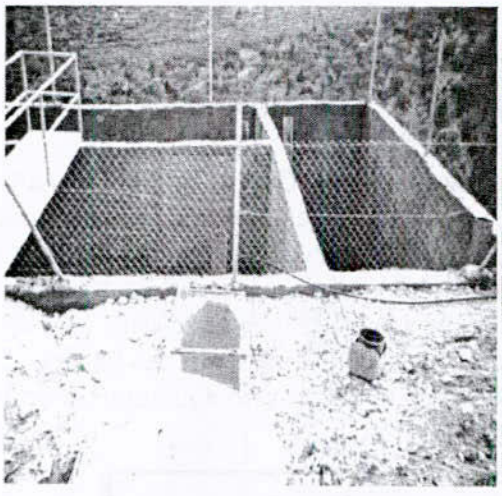


Figure (10): USAB septic tank (PGH, 2005)



Figure (11): Western Bani Zaid wetland (PHG, 2005)

3.10 Newly Designed and Constructed Waste Water Treatment Plants by PARC

These types of treatment plants are newly constructed to treat the domestic wastewater and started to be operated. The efficiency of such plants can be determined later after complete operation. **PARC** started monitoring these plants for the first stage of operation. More data can be published later. A brief description of these plants can be described as follows

3.10.1 Constructed Wetland Treatment Plant:

This was implemented in Bidya Village by **PARC**. The treatment plant **(figure 12)** is consist of: Inlet manhole, Pretreatment unit, Sludge drying bed, Filter beds (constructed wetlands), Outlet well, Storage tank and Control and spare parts room.

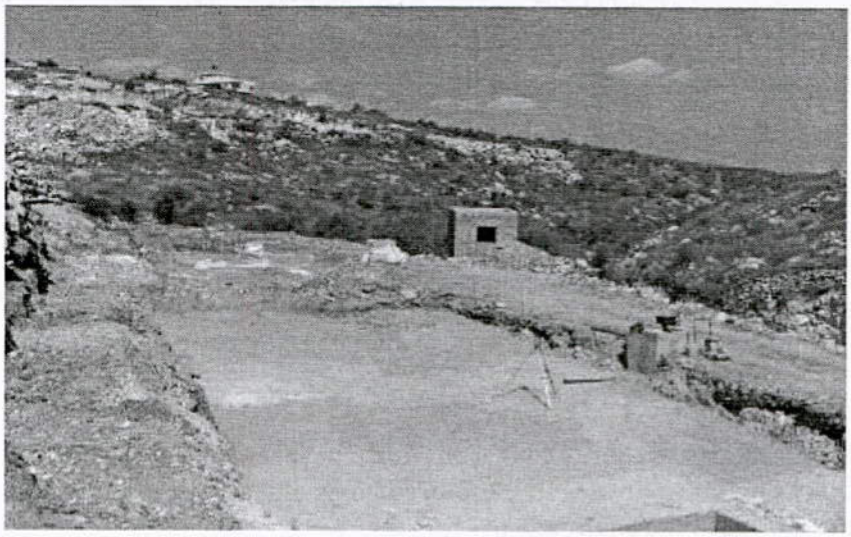


Figure (12): The Constructed wetland in Bidya (PARC, 2007)

3.10.2 Septic Tank to Anaerobic Filter To Trickling Filter With Recirculation To Septic Tank

Figures 13 and 14 indicate the implemented treatment plants in Sir village and Attil city This system consists of a septic tank followed by an anaerobic (up flow) rock filter and a trickling filter, with recirculation from the trickling filter back to the pumping tank

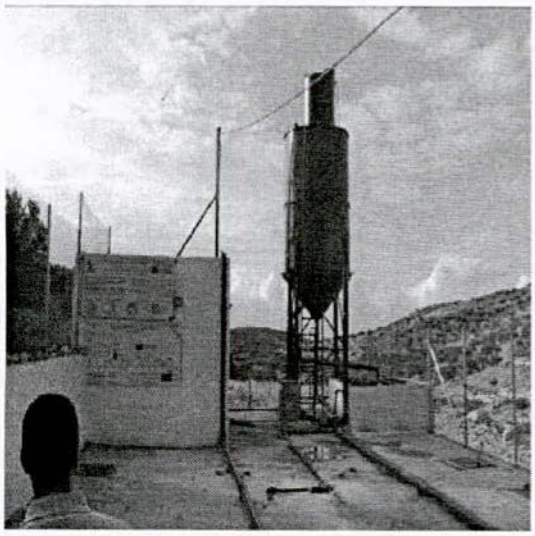


Figure (13): An Over View of Sir Treatment Plant

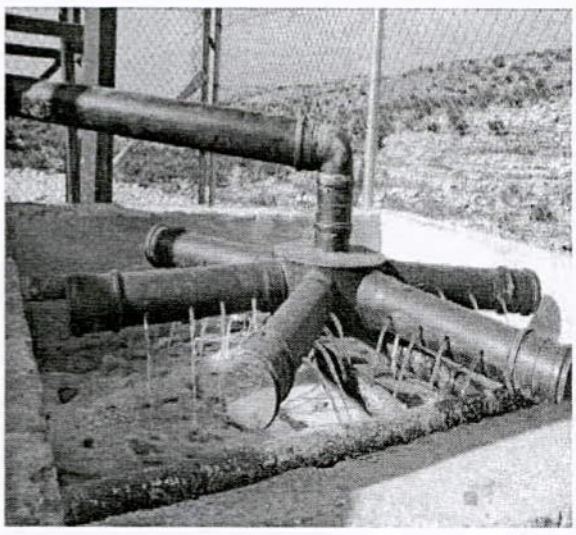


Figure (14): The sand filter

4. Conclusion and recommendations

1. No specific system was monitored completely to give a full idea about the performance of these system.

2. Some of the previous mentioned systems has a achieved the reduction for some parameters reduction.

3. The gray and domestic wastewater are very highly concentrated due to low water consumption with sufficient nitrogen for bacteriological growth.

4. Limited follow-up from the NGOs or municipalities or village councils for the monitoring and maintaining the Low cost waste water treatment plants.

5. Very few attention is paid for the water quality of the treated wastewater and the reuse options very limited data is available between the Palestinian institutes and NGOs.

6. Some of the existing plants are left without any maintenance and become not functioning and not any more in use, so these become as a source of pollution instead of treating and clean the environment.

7. Some of the NGOs as PARC follow up with the designs and try always to improve the function of their constructed plants.

8. The absence of the regulations regarding the design quality criteria rise the need for more researches to be done to monitor and evaluate the existing systems in order to set better design criteria.

9. It is highly recommended that an extensive study for the function of all the small scale treatment systems MUST be carried out and monitoring program has to start

References

[1] **Al-Jamal,M. (2004)** Development of a sustainable wastewater management strategy for Palestine/Ramallah areas. M.Sc. thesis in Water Engineering, Faculty of Graduate Studies, Birzeit University, Birzeit, West Bank.

[2] **Burnat, J.M, Nidal Mahmoud. (2002)** Paper on Evaluation of on–site Gray Wastewater Treatment Plants in Bilien and Beit –Diko villages / Palestine.

[3] **Ridderstolpe. P, 2004**, Introduction to Gray Wastewater Management, Stockholm Environment institute.

[4] **PARC 2007,** On going wastewater treatment plants projects, Personal communication .

[5] **Alawneh, M., and Al-Sa`ed, R. M. (1997)** Review on water quality in Palestine: Groundwater and surface water. Proceedings of the 2nd Conference on Energy and Environment, An-Najah University, Nablus, West Bank, Palestine.

[6] **Applied Research Institute-Jerusalem ARIJ (1997)** The Status of Environment in the West Bank. Bethlehem, Palestine.

[7] **ARIJ (2000)** Testing the Performance of a Small Scale Activated Sludge Filtration System for Wastewater Treatment in the West Bank, Available from: http://www.arij.org

[8] **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995). 19th edt**, American Public Health Association, Washington/ American Water Works Association/ Water Environment Federation, Washington DC, USA.

[10] **ENEA, Italy, Adelphi Research, Berlin, Institute of water studies, Birzeit, Palestine, 2004**, Prospects of efficient Wastewater Management and water reuse in Palestine, country study. Internet published report

[11] **Awadallah, W. (2004)** Duckweed as a wastewater purifier at full-scale under Palestine environmental conditions. Proceedings of the of Int. Conf. Water Values and Rights, May 2-4, 2005, Ramallah, West Bank, Palestine.

[12] **Environmental Health Project, EHP, (2003)** Environmental Health Project, West Bank village water sanitation program: finding environmental health assessment, EHP brief No.17, Available from: http://www.ehproject.org/PDF/EHPBriefs/EHPB17.pdf

[13] **Mahmoud, N., Amarneh, N., Al-Sa'ed, R., Zeeman, G., Gijzen, H., and Letting, G. (2003)** Sewage characteristics as a tool for the application of anaerobic treatment in Palestine. Environmental Pollution, 126, 115-122.

[14] **Mahmoud, N. (2002)** Anaerobic pre-treatment of sewage under low temperature (15 °C) conditions in an integrated UASB-digester system. PhD thesis,

Department of Environmental Technology, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.

[15] Mubark, S. (2004) On the sustainability of Rural Wastewater Management System in Ramallah /Al-Bireh District. M.Sc. thesis in Water Engineering, Faculty of Graduate Studies, Birzeit University, Birzeit, West Bank.

[16] Burnat, J. M. (1996) Onsite Wastewater Treatment: Disposal and reuse. M. Sc. Thesis, IHE Delft, The Netherlands.

[17] Mustafa, J.Y. (2000) Evaluation of on–site Gray Wastewater Treatment Plants in Bilien and Beit –Diko villages / Palestine. Palestinian Agricultural Relief Committees, (PARC), Ramallah, West Bank, Palestine.

[18] Nashashibi, M. (1995) Wastewater treatment strategies in Palestine. M. Sc. Thesis, IHE Delft, The Netherlands.

[19] Palestine Hydrology Group, PHG, (2005) Western Bani Zaid sanitation project. Ramallah, West Bank, Palestine.

[20] PHG (1999) Design Report: small diameter collection UASB/facultative pond treatment, sludge treatment effluent irrigation scheme. Palestinian Hydrology Group: Sanitation and Environment Program.
Save the Children Foundation, SCF, (1998) Subsurface drainage technique (STD) community involving. Ramallah, West Bank, Palestine.

[21] Hanif Khalid, 1996, The performance of selected duckweed species on synthetic and domestic wastewater, M. Sc. Thesis, IHE Delft, The Netherlands.

[22] Tahboub, M. A. A. (2000) Evaluation of wastewater treatment alternatives for Hebron City. M.Sc. Thesis in Water Engineering, Faculty of Graduat Studies, Birzeit Univerity, Birzeit, West Bank, Palestine.

[23] Theodory, J. (2001) Performance evaluation and process optimzation of Talitha Kumi waste stabilization pond. Thesis in Water Engineering, Faculty of Graduat Studies, Birzeit University, Birzeit, West Bank, Palestine.

[24] Shaheen H, 2004, Reduction of water resources contamination in tubas district through black water treatment, technical evaluation report, through **ACH**

LES RESSOURCES EN EAU AU MAROC UNE REVISION A LA BAISSE

MORROCAN WATER RESSOURCES DOWN REVIEW

Meriem BAMAAROUF* & Jamal Eddine JELLAL [1]& Abdelhamid BOUZIDI [2]

**Ecole Mohammadia d'Ingénieurs*
Adresse électronique : meriem@emi.ac.ma; Téléphone : 00212 79 26 41 47 ; Fax : 00212 37 77 88 53 ;
**auteur contact*
[1] Ecole Mohammadia d'Ingénieurs
Adresse électronique : jellal@emi.ac.ma; Téléphone : 00212 61 20 96 88 ; Fax : 00212 37 77 88 53
[2] Faculté des Sciences et Techniques Settat
Adresse électronique : ab_bouzidi@yahoo.fr;Téléphone : 00212 61 28 55 97 ; Fax : 00212 23 40 09 40

Résume

Le Maroc est un pays confronté au problème de la pénurie d'eau, en effet, son climat essentiellement semi aride, est caractérisé par une pluviosité variable dans le temps et dans l'espace. La disponibilité de l'eau au Maroc varie, selon les régions, entre 2000 m^3 par habitant et par an dans le nord et 150m^3 dans le sud du pays. Aujourd'hui, 79% des ressources en eau disponibles sont concentrés sur 21% du territoire national. À l'horizon 2020, 13 millions de marocain risquent de souffrir d'un manque chronique d'eau.

En plus du problème de pénurie, les ressources en eau du Maroc subissent une pression accrue due à la croissance de la population, à l'amélioration des conditions de vie et aux implications du développement économique. Les ressources hydriques sont aussi menacées par les diverses formes de pollutions causées essentiellement par l'activité humaine.

Un diagnostic récent de la situation actuelle montre que les données sur les ressources en eau, qui ont servi à la planification des programmes de développement du secteur, sont largement dépassées. En effet, les ressources en eau ont enregistré une baisse importante, variant entre 30 et 40%, sous l'effet de la sécheresse qu'a connu notre pays depuis les années 80.

Dans ce travail, nous avons dressé un état des lieux actuel des ressources en eau du Maroc après cette révision à la baisse, dans le but de tirer la sonnerie d'alarme et de prendre conscience de l'ampleur du problème de la pénurie d'eau. Nous avons mis la lumière sur la situation de la ressource au niveau des bassins hydriques, sur la qualité des ressources hydriques superficielles et souterraines, ainsi que sur le degré d'évolution des ressources non conventionnelles. La situation s'avère alarmante, le Maroc ne tardera pas à atteindre le seuil de pénurie d'eau absolu en 2020 qui est de 500m^3/habitant/an, actuellement la ressource est de 600m^3/habitant/an, elle est de plus en plus rare, de plus en plus polluée, le secteur de l'épuration accuse un retard grave. En effet, un différentiel important s'est instauré entre le rythme de mise en place des réseaux d'alimentation en eau et celui des investissements réservés à l'assainissement et l'épuration des eaux usées.

Quatre recommandations de dégagent de cette étude :

- Réformer le secteur de l'eau ;
- Mettre l'accent sur l'économie de l'eau, y compris la lutte contre la pollution ;

- Opter pour le dessalement comme solution prévenant contre le stress hydrique futur.
- favoriser les systèmes d'épuration extensifs à faible coût énergétique comme le chenal algal à haut rendement, qui s'adapte parfaitement au climat marocain et qui permet une réutilisation des eaux après épuration à des fins comme l'agriculture. et étudier la possibilité d'intégrer ce système extensif dans les schémas d'assainissement décentralisé dans lesquels de petites stations d'épuration peuvent être construites dans le tissu urbain.

Mots clefs : Stress hydrique – inventaire – bassin hydraulique – épuration – réutilisation – dessalement

Abstract

Morocco faces a problem of water shortage. Indeed, its climate, which is mainly semiarid, is characterized by a variable rainfall in space and time. The availability of water in morocco varies, according to regions, between 2000 m^3 per in habitant per year in the north, and 150 m^3 per in habitant per year in the south of the country. At the present time, 79% of available water resources are situated in 21% of national territory. By 2020, 13 million of Moroccan inhabitant could suffer a chronic shortage of water.

In addition to this, water resources in morocco are under increasing pressure that is due to the growth of population, to improvement of living conditions, and to economic development consequences. Water resources are also threatened by different kinds of pollution caused by human activities.

A recent diagnosis of the present situation shows that the pieces of information about water resources, which have been useful to the development program planning in the sector are out of date. In deed, water resources have recorded an important decrease, which varies between 30% and 40% because of drought in morocco since the 1980's.

In this work, we have drawn up an actual inventory of fixtures of water resources in morocco after revising down, so as to raise the alarm and make people aware of the extent of water shortage problem. We have shed light on the situation of the basins of water, on the quality of superficial and underground water resources, as well as on the non-conventional resources evolution degree. The situation proves to be alarming. It won't be long for morocco to reach the threshold of absolute water shortage in 2020 which is 500 m^3/in habitant /year. At the present time, the resource is 600m^3 /in habitant/ year. Water is getting scarcer and scarcer, and more and more polluted. The sector of refining shows a serious delay. An important differential has been established between the rates of building supplying water network and that of investment in draining and purifying liquid waste.

Four recommendations result from this study:

- reforming of water sector;
- to put the stress on water saving, including the struggle against pollution;
- to opt for desalinating as a solution for water scarcity;
- to favor extensive purification system at law energy cost such as high rate algal pond, which Moroccan climate are perfectly suited to and which allow us to re-use water, after purification, in agriculture, and to study the possible integration of the

extensive system in a decentralized draining diagram in which small purification station can be built in cities.

Key words: water resources; hydrous stress; purification; mobilized volume; desalinating; basins of water

1. Introduction

Bien qu'il soit doté d'une position géographique favorable, le Maroc est un pays à climat essentiellement semi-aride, caractérisé par des précipitations irrégulières dans le temps et dans l'espace, et par une alternance de séquences de forte hydraulicité et de séquences de sécheresse d'intensité et de durée variable.

En plus d'une pluviosité faible et inégale, les ressources hydriques sont confrontées à une continuelle dégradation due à l'homme essentiellement et aux conditions topographiques, lithologiques et hydro climatiques.

D'autre part les ressources en eau subissent une forte pression d'une demande qui résulte de la croissance de la population, de l'amélioration des conditions de vie et des implications du développement économique.

Pour accompagner cette évolution, il est nécessaire de maintenir un effort soutenu de développement des ressources en eau, en quantité et en qualité, pour garantir l'accès généralisé de l'eau potable, accroître la sécurité alimentaire grâce à l'extension de l'irrigation et pour faire face aux nécessités de développement industriel.

Cependant un diagnostic récent de la situation actuelle montre que les données sur les ressources en eau, qui ont servi à la planification des programmes de développement du secteur, sont largement dépassées. En effet, les ressources en eau ont enregistré une baisse importante, variant entre 30 et 40%, sous l'effet de la sécheresse qu'a connu notre pays depuis les années 80.

Dans ce chapitre nous allons mettre la lumière sur les ressources en eau du Maroc après cette révision à la baisse, sur la qualité des ressources superficielles ainsi que souterraines, les prévisions récentes quand aux impacts des changements climatiques sur la ressource eau, ainsi que l'évolution de la politique de l'eau au Maroc.

2. L'inventaire des ressources en eau du Maroc : une révision à la baisse

a. Le contexte climatique

La forte variabilité des précipitations est l'une des caractéristiques du climat du Maroc. C'est le résultat de plusieurs facteurs, notamment les caractéristiques géographiques du royaume et la circulation atmosphérique générale.

La géographie du Maroc se caractérise par trois composantes principales ; les chaînes montagneuses, l'extension en latitude et la grande ouverture sur la méditerranée et l'atlantique. Chacune de ces composantes a une empreinte sur le climat.

Le régime pluviométrique du Maroc est donc caractérisé par une forte variabilité spatiale et temporelle, et par une alternance d'années de forte hydraulicité et de séquences de sécheresse sévère pouvant durer plusieurs années.

En effet, les précipitations annuelles se répartissent comme suit :

- Supérieur à 800 mm dans la région la plus arrosée du nord ;
- Entre 400 et 600 mm dans la région du centre ;

- Entre 200 et 400 mm dans les régions de l'oriental et du souss ;
- Moins de 200 mm dans les zones sud atlasiques et le Sahara.

Les températures sont également très contrastées dans l'espace et dans le temps, elles peuvent dépasser 50°C dans le Sahara pendant l'été et descendre en dessous de 0°C dans la zone intérieure en hivers.

b. les ressources en eau disponibles

Le Maroc dispose, selon le niveau de connaissance actuel, d'un potentiel en ressources en eau naturelles, estimé en année moyenne à prés de **22 milliard de m^3**, soit l'équivalent de 730 m^3/habitant/an. (DNE, 2006)

Ce potentiel était évalué, avant la prise en compte des années de sécheresse, qui ont marqué les trois dernières décennies, a prés de 30 milliards de m^3 par an. (DNE, 2006)

Le tableau ci après présente la répartition par bassin de ce potentiel selon les dernières actualisations.

Tableau 1 : Les ressources en eau naturelle par bassin versant en milliard de m^3.(DNE, 2006)

Bassins	**Superficie (Km^2)**	**Ressources en eau naturelles (Mm^3/an)**	
		Eaux de surface	**Eaux souterraines**
Loukos, Tangérois et Côtiers Méditerranéens	12 800	3 600	190
Moulouya, Figuig, Kert, Isly et Kiss	76 664	1 610	512
Sebou	40 000	5 600	1 300
Bou egreg et Chaouia	20 470	847	120
Oum Er Rbia et El jadida-Safi	48 070	3 447	405
Tensift et Ksob-Igouzoulen	24 800	872	520
Souss-Massa et Tiznit-Ifni	27 880	626	370
Draa	88 640	700	350
Guelmim	9 960	72	22
Ziz, Rhéris, Guir, Bouaanane et Maidar	58 841	626	300
Sahara	302 725	25	16
Total	**710 850**	**18 025**	**4 105**

Les ressources en eau naturelles qui expriment en moyenne la richesse ou la rareté relative de l'eau d'un pays, de situent actuellement à prés de 600 m^3/habitant/an. Elles varient actuellement de moins de 500 m^3/habitant/an pour les zones réputées très pauvres en ressources en eau (Sahara, régions sud atlasiques, Souss massa, Tensift) à prés de 700 à 800 m^3/habitant/an pour les zones du bassin du Sebou, du Loukos, du tangérois et des côtiers méditerranéens. (PPNE, 2006).

Tableau 2 : Potentiel en ressources en eau. (PPNE, 2006)

Bassin	Population (en millions d'habitants)			Ressources m^3/habitant/an		
	2000	**2010**	**2020**	**2000**	**2010**	**2020**
Loukos, Tangéroi et Côtiers Méditéranées	2. 373	2. 930	3.545	1680	1366	1130
Moulouya	1. 963	2. 132	2.348	870	802	720
Sebou	6. 445	7. 095	7.819	860	780	709
Oum er rbia	4. 881	5. 480	5.758	580	515	490
Bou regreg	5. 608	7. 335	8.916	170	130	108
Tensift	2. 676	2. 967	3.404	360	325	283
Souss-massa	1. 921	2. 525	3.150	403	307	246
Sud atlassique	2. 037	2. 284	2.506	700	620	560
Sahara	0. 300	0. 444	0.525	-	-	-
Total	**28.704**	**33.192**	**37.971**	**660**	**580**	**500**

L'évolution démographique prévisible pour les cinq prochaines années montre que la pression humaine sur les ressources sen eau ira en croissant, faisant de la pénurie chronique d'eau une donnée structurelle dont il faut impérativement tenir compte dans les politiques et les stratégies de gestion des ressources en eau. Ainsi les ressources naturelles par habitant avoisineraient déjà, en l'an 2010, le seuil de 500 m^3/habitant/an, valeur communément admise comme seuil de pénurie absolue, ce qui signifie que le pays devrait faire face à une situation permanente de manque d'eau.

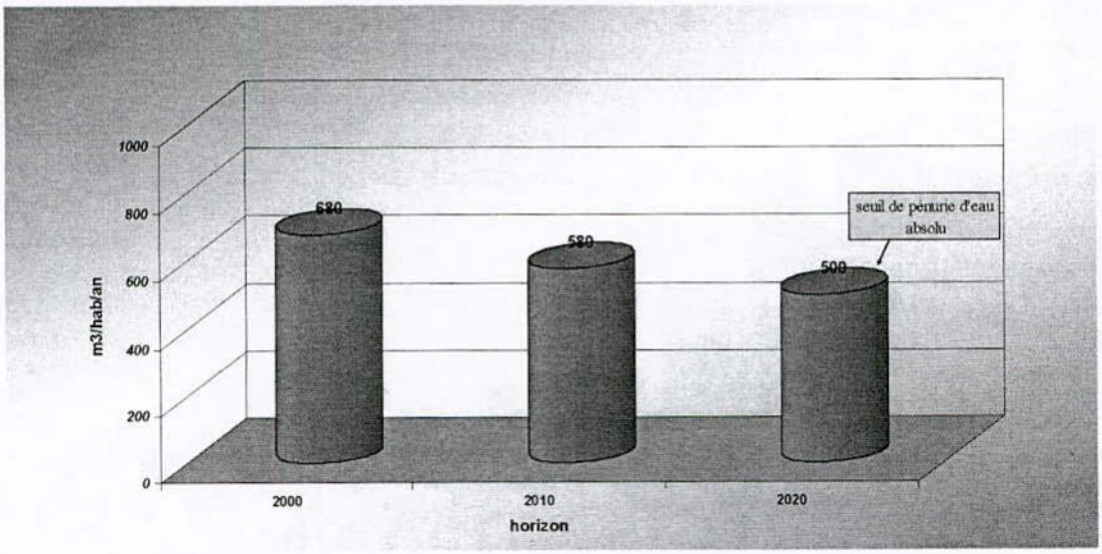


Figure 1 : Evolution des ressources en eau par habitant et par an. (PPNE, 2006)

c. Les ressources en eau de surface

Les écoulements des eaux de surface sont étroitement liés aux précipitations et sont donc caractérisés par d'importantes variabilités :

- Au cours d'une même année, l'essentiel des débits écoulés se présentent sous forme de crues souvent courtes et violentes, de 20 à 30 jours dans les bassins du sud et de deux à trois mois pour les bassins du nord et de la Moulouya, donc les apports sont concentrés en général sur quelques mois, voire quelques jours ;

- Sur plusieurs années les apports d'eau sont caractérisés par une grande variabilité qui s'accentue du nord vers le sud ;

L'importance des écoulements diminue également du nord vers le sud. Les apports d'eau de surface varient d'une région à l'autre tout en restant dominés par une forte irrégularité dans l'espace et dans le temps, de façon saisonnière et interannuelle. L'alternance de séquences d'années de forte hydraulicité et de séquences de sécheresse sévère, pouvant durer plusieurs années, est un caractère marquant des régimes climatiques et hydrologiques du Maroc.

En année sèche, les apports d'eau peuvent diminuer d'environ 60% par rapport à la moyenne. Les écoulements moyens en eau de surface ont été réduits à des valeurs de 10 milliard de m^3 pour les périodes sèches 1980-85, à 5 milliard en 1992-93 et 1994-95. la période 1998-2001 a enregistré un apport de 6 milliards de m^3.

Il faut noter aussi que les apports en eau ont subi, durant les trois dernières décennies, une réduction de l'ordre de 5 à 30%.

Les ressources en eau superficielles mobilisables sont évaluées en année moyenne à prés de **13 milliard de m^3**. Les apports d'eau de surface se chiffrent en année moyenne en quelques millions de m^3 pour les bassins les plus démunis, tel les bassins Sahariens, Souss-Massa, Ziz, Rhéris, et Maidar et en milliard de m3 pour les bassins les plus favorisés, tels les bassins Loukos, Tangéroi, Côtiers Méditerranéens et du Sebou.

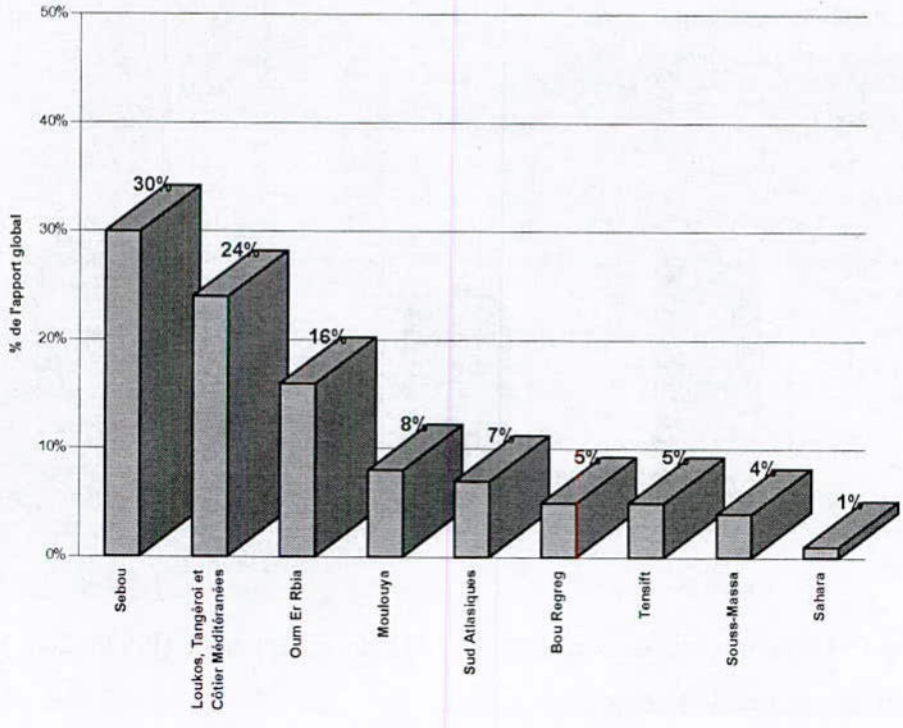


Figure 2 : Situation des bassins par rapport à l'apport global en eau superficielle (PPNE, 2006).

Durant les dix dernières années, une quarantaine de barrage ont été réalisés, soit un rythme de construction de quatre barrages par an, dont prés de 16 barrages pour l'alimentation en eau potable des agglomérations urbaines. Les barrages programmés dans le cadre des

études de plans hydrologiques pour assurer l'alimentation des populations urbaines en eau potable, d'ici 2020, sont pratiquement réalisés ou en cours de réalisation. (PPNE, 2006)

En matière de mobilisation des ressources en eau le Maroc compte : (DNE, 2006)

- 113 grands barrages (dont une trentaine structurants) d'une capacité totale de prés de 16 milliards de m^3 permettant de régulariser un volume de 8,23 milliards de m^3, ont été réalisés ;
- 13 systèmes de transfert d'eau ont été édifiés ;
- plusieurs forages et captages des eaux souterrains ont été creusés.

L'infrastructure réalisée permet actuellement de mobiliser plus de 90% de la ressource en eau mobilisable, comme indiqué dans la figure ci-dessous :

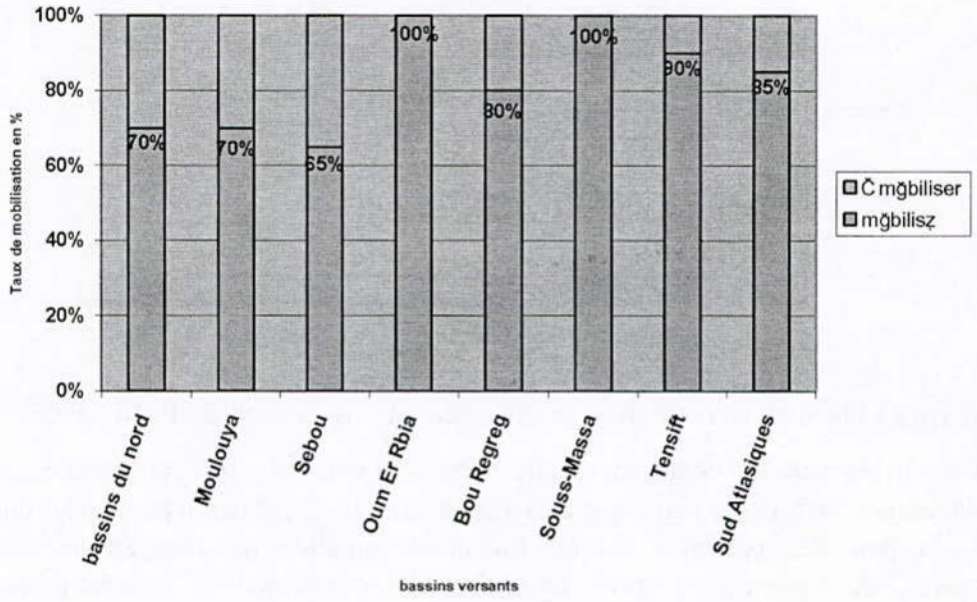


Figure 3 : Taux de mobilisation des ressources en eau de surface (DGH, 2006).

d. Les ressources en eau souterraines

Le Maroc, par sa grande diversité géologique offre une large gamme de formations ou presque tous les étages géologiques sont présentés. La complexité de la structure et la grande variété lithologique et stratigraphique des formations souterraines se traduisent par la présence de plusieurs unités hydrogéologiques renfermant des réservoirs souterrains d'inégale importance.

Aussi existe-il des aquifères de faible dimension, de quelques centaines d'hectares et de grands aquifères qui s'étendent sur plusieurs milliers de km^2. Les uns sont proches de la surface, d'autres profonds, jusqu'à 1000 mètres, voir beaucoup plus. Les dispositions des nappes qui y circulent et les relations entre elles sont également fort variables.

Selon les évaluations disponibles, le Maroc dispose d'un potentiel en eau souterraine de l'ordre de **4 milliard de m^3** par an, soit prés de 23,5% du potentiel en eau global du pays.

Les investigations réalisées permettent d'estimer le potentiel en eau souterraine mobilisable dans des conditions techniques et économiques acceptables, au niveau des nappes

souterraines identifiées, à prés de 2,5 milliard de m^3 par an. A ce potentiel en eau il faut ajouter prés d'un milliard de m^3 qui provient des retours d'irrigation.

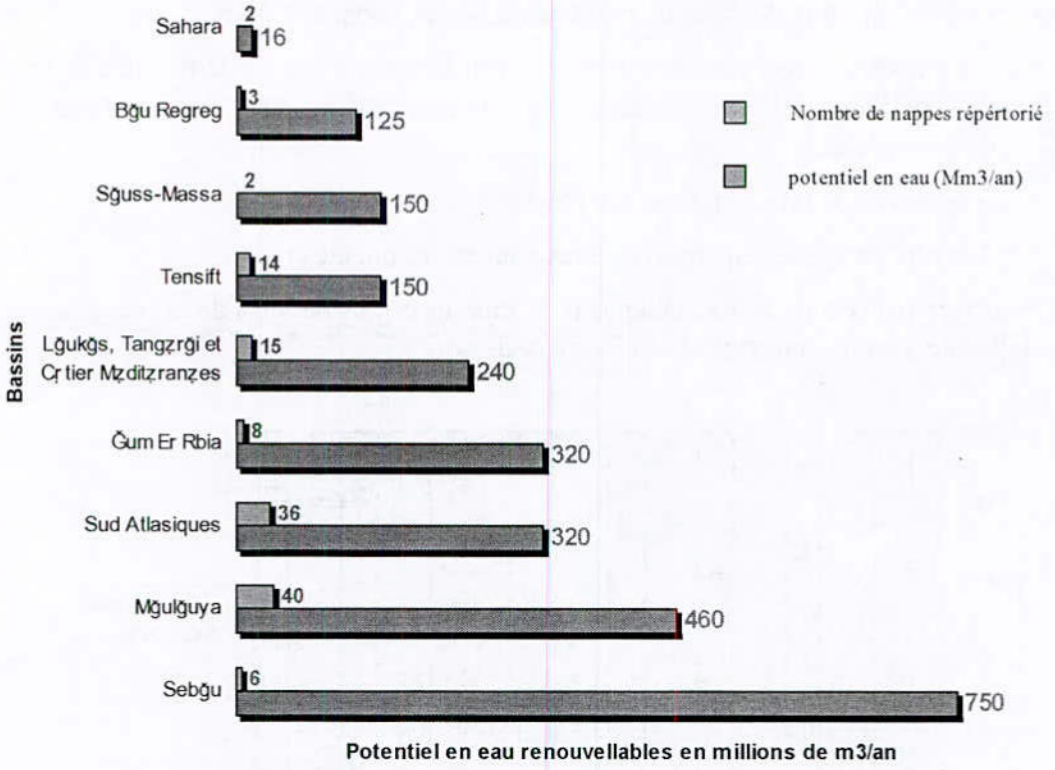


Figure 4 : Potentiel en ressources en eau souterraine mobilisables (PPNE, 2006).

Malgré leur importance économique, sociale et environnementale, il a été constaté que les eaux souterraines, sans doute parce que « cachées », sont ignorées par le public et n'ont pas reçu de la part des pouvoirs publics l'attention qu'elles méritent en matière de connaissance, de préservation et de protection. Ceci explique en grande partie les contraintes que subit l'exploitation des eaux souterraines sur le plan quantitatif et qualitatif : (PPNE, 2006)

- Le degré de connaissance de ces nappes souterraines varie d'une nappe à l'autre. Il peut être considéré satisfaisant pour les nappes superficielles dont la profondeur est généralement inférieure à 200 mètres. Par contre, la connaissance des nappes profondes qui nécessite des investigations complexes et coûteuses, accuse tellement un retard relativement important ;
- Le développement de l'industrialisation et l'intensification de l'agriculture moderne, ont engendré une dégradation de la qualité des nappes souterraines par la salinité et la pollution par les nitrates. Cette dernière est particulièrement préoccupante au niveau des grands périmètres des Béni Moussa, Béni Amir, Témara, Saiss, Triffa, R'mel, Berchid, Doukkala, ou de grandes superficies dépassent la valeur admissible de 50mg/l ;
- La surexploitation des nappes souterraines est observée au niveau pratiquement de l'ensemble des nappes d'eau souterraine identifiées. Les baisses piézométriques sont quasi générales et atteignent des valeurs alarmantes qui dépassent parfois

deux mètres par an. Cette baisse généralisée et continue qui n'était pas en général prévisible à l'avance par les bilans, mais constatée seulement une fois que la nappe commence à baisser, s'est répercutée par une nette diminution des réserves d'eau, le tarissement des sources, des khéttaras ou une dégradation significative de la qualité de l'eau par intrusion marine.

L'impact de la diminution des ressources en eau suite à la baisse des nappes souterraines s'est traduit d'une manière grave sur les performances hydrauliques de certains barrages réalisés ou programmés. La situation du barrage Sidi Echaed, illustre parfaitement les conséquences graves de cette diminution des ressources en eau. Cette problématique risque d'être observée plus au moins au niveau des barrages de Taghzirt dans le bassin de l'Oum Er Rbia et Mechra El Hajar dans le bassin du Sebou.

Avec le rythme de surexploitation et de dégradation observé actuellement, le manque d'eau souterraine est fort probable dans les 20 à 30 prochaines années. Les indicateurs relatifs à la baisse du niveau piézométrique, à l'abandon des superficies irriguées à partir des eaux souterraines dans plusieurs régions du royaume témoignent de l'ampleur des problèmes de la gestion des eaux souterraines.

Les principales causes de cette mauvaise gouvernance de la gestion des eaux souterraines peuvent être résumés de la manière suivante : (PPNE, 2006)

- Une faible implication des populations concernées dans la participation aux décisions relatives à la gestion des eaux souterraines ;
- Ls enjeux politiques, focalisés principalement sur les eaux de surface, ont négligé relativement la gestion des ressources souterraines ;
- Les subventions publiques accordées sans discernement aux prélèvements d'eau ;
- Le non respect des dispositions législatives et réglementaires, ce qui a permis pratiquement une modification sur le terrain d'un régime de propriété d'Etat, caractérisé par le devoir de respecter les règles d'usage/accès fixées par une agence de gestion et de contrôle, à un régime de libre accès ;
- L'insuffisance des moyens de suivi et de contrôle, et une mauvaise organisation administrative, ce qui n'a pas permis à l'Etat d'exercer son droit de propriété ;
- Le retard important enregistré dans les projets d'alimentation en eau potable à partir des eaux de surface de certaines villes : Agadir, Fès, Meknès, Oujda, Beni Mellal, Taza....ce retard, a favorisé la surexploitation des nappes de Saiss, de Souss et de Tadla.

Cela traduit clairement que les systèmes actuels de gestion des eaux souterraines ont montré leurs limites et se trouvent en inadéquation par rapport aux exigences d'un développement durable sur les plans social, économique et environnemental. Le comportement avec la ressource « eau souterraine » a plus que jamais besoin d'une autre vision et d'une bonne gouvernance.

3. La qualité des ressources en eau

En plus de leur rareté, les ressources en eau se trouvent menacées dans leur qualité suite aux activités humaines. La pression démographique sur les ressources, se traduit par des

pollutions de diverses origines et par la nécessité de développement des ressources non conventionnelles.

Ces deux dernières décennies, la qualité des ressources en eau, aussi bien de surface que souterraines, s'est considérablement détériorée, par exemple, Selon l'étude de la stratégie nationale de protection de l'Environnement élaborée en collaboration avec le PNUD (2003), en 1984, 20% des stations de mesure indiquaient une eau de mauvaise qualité, Aujourd'hui, cette proportion monte à 50%. (DGH, 2003)

La dégradation de la qualité des ressources en eau est observée actuellement au niveau de l'ensemble des bassins hydrologique, du fait de la pollution qui accompagne le développement économique et social et des retards considérables enregistrés dans la réalisation des programmes relatifs à la préservation et la protection des ressources en eau. Cette dégradation de la qualité de l'eau est attestée par le rapport de l'UNESCO qui a classé le Maroc 121 sur 122 pays. (PPNE, 2006)

Cette dégradation coûte annuellement au Maroc la somme de 4,3 milliards de dirhams, soit 1,2% du PIB. Ce pourcentage fait du Maroc l'un des pays les moins équipés en système de dépollution dans le Monde. Un corollaire sans doute dû au retard enregistré dans la réalisation des programmes de préservation et protection des ressources en eau et dans la mise en œuvre des textes juridique et réglementaire relatifs à la lutte contre la pollution.

Les principales sources de cette pollution peuvent être résumées de la manière suivante :

- Les rejets d'eaux usées sans épuration de la population urbaine : prés de 230 millions de m^3 d'eaux usées engendrent 42,2 % de la pollution totale, sont actuellement déversées dans les cours d'eau ou répandus sur le sol sans traitement préalable ;
- Les rejets d'eaux usées industrielles dans les cours d'eau sont évalués à 3,3 millions d'équivalents-habitants. Les principaux polluants contenus dans les rejets liquides sont constitués par les composés organiques, caractérisés par la DCO à raison de 100.000 tonnes par an, la DBO à raison de 58.000 tonnes par an, les MES essentiellement en provenance des usines de valorisation des phosphates de Safi et d'El Jadida (environ 6,5 millions de tonnes par an), les substances nutritives et les métaux lourds ;
- La production de déchets solides ménagers et industriels représente actuellement 6.353.745 tonnes soit prés de 17.413 tonnes par jour. Une grande partie de ces déchets est déposée dans des décharges non contrôlées, souvent dans ou en bordures des lits des cours d'eau et dans des zones ou les ressources en eau sont vulnérables et affectées durablement ;
- Le lessivage des engrais et des produits phytosanitaires utilisés dans l'agriculture. Les utilisations de ces produits responsables de la pollution des ressources en eau sont estimées respectivement à prés de 720.000 tonnes d'engrais et de l'ordre de 8500 tonnes de pesticides. la pollution générée par l'utilisation des engrais et des produits phytosanitaires est estimée à prés de 15.000 tonnes de pesticides et de 8500 tonnes sous forme d'azote. Cette pollution serait en 2015 respectivement de l'ordre de 22.000 et 15.200 tonnes ;

- Les déversements accidentels de produits polluants, en particulier lors des accidents de circulation. Depuis 1987, un ensemble de 25 accidents majeurs de véhicules transportant dans la majorité des cas des hydrocarbures a été enregistré ;
- Les déversements liquides des unités de transformation et de traitement des minerais. Ces rejets contiennent généralement des résidus de substances chimiques toxiques (plomb, cyanure, cuivre...) qui constituent une menace potentielle de pollution des ressources en eau.

a. Etat de la qualité des ressources en eau de surface

La qualité globale des eaux de surface observée est bonne au niveau de 46% des stations de mesure et moyenne au niveau de 9%. Par contre, elle est dégradée au niveau de 45% des stations échantillonnées comme le montre la figure 5. Presque la totalité des stations ayant une qualité dégradée sont situées au niveau des cours d'eau affectés par les rejets urbains et industriels tels le cours moyen et aval de l'oued Sebou, le cours moyen de l'Oum Er Rbia, le cours aval des oueds Tangérois et Martil.

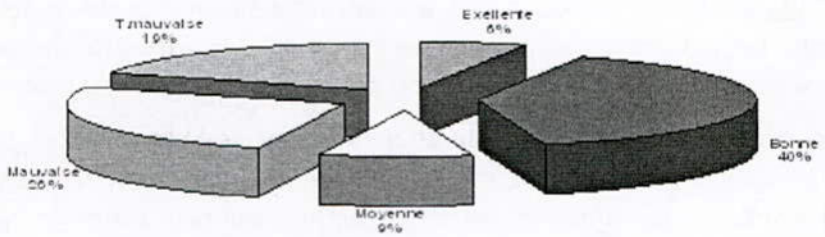


Figure 5 : Répartition des stations de mesures de la qualité des eaux de surface (DGH, 2006).

La répartition de la qualité globale des stations d'eau de surface par région hydraulique montre que les plus grands nombres de stations de bonne qualité se trouvent au niveau des bassins de Souss et Bouregreg, par contre un maximum de stations de mauvaise qualité est enregistré au niveau du bassin du Sebou et du Loukos.

b. Etat de la qualité des ressources en eau souterraines

En ce qui concerne les nappes d'eau souterraines, leur qualité globale est bonne au niveau de 20% des stations, moyenne sur 29% et dégradée sur 51% des stations (fig. 6). Les paramètres responsables de cette dégradation sont la forte minéralisation de ces eaux et la présence de nitrates en teneurs élevées. Les nappes d'eau souterraine fortement minéralisées sont la nappe de Berrechid, Chaouia côtière, Kert, Gareb, Bouareg, Beni Amir et tafilalt. En outre des teneurs élevées en nitrates ont été enregistrées au niveau des nappes de Fès, Mèknes, Tadla, Abda, Doukkala et Angad.

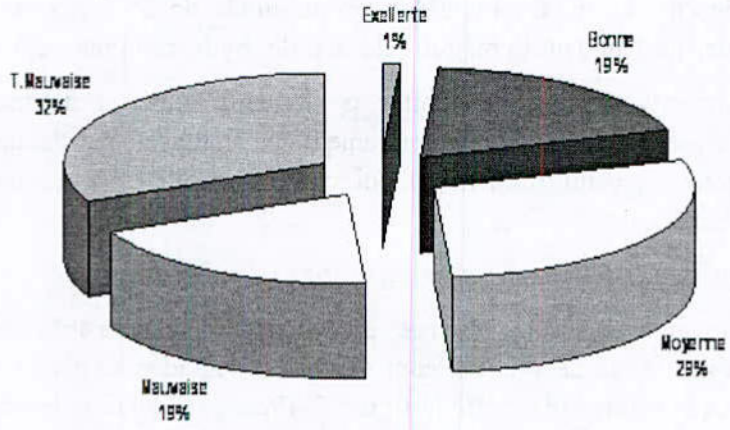


Figure 6 : Répartition des stations de mesures de la qualité des eaux souterraines (DGH, 2006).

La croissance des teneurs en nitrates, depuis plus d'une dizaine d'années dans les nappes adjacentes aux périmètres agricoles irrigués est certainement l'un des problèmes les plus préoccupants. Le suivi de la qualité des nappes souterraines montre que la situation des principales nappes est jugée critique en raison des niveaux élevés des nitrates.

Cette situation alarmante se poursuivrait 10 à 20 ans avant de se stabiliser, si les pratiques culturales ne sont pas modifiées. Cette aggravation attendue, s'explique par le temps de transfert des nitrates vers la nappe, généralement, long qui peut varier de quelques mois à plusieurs dizaines d'années.

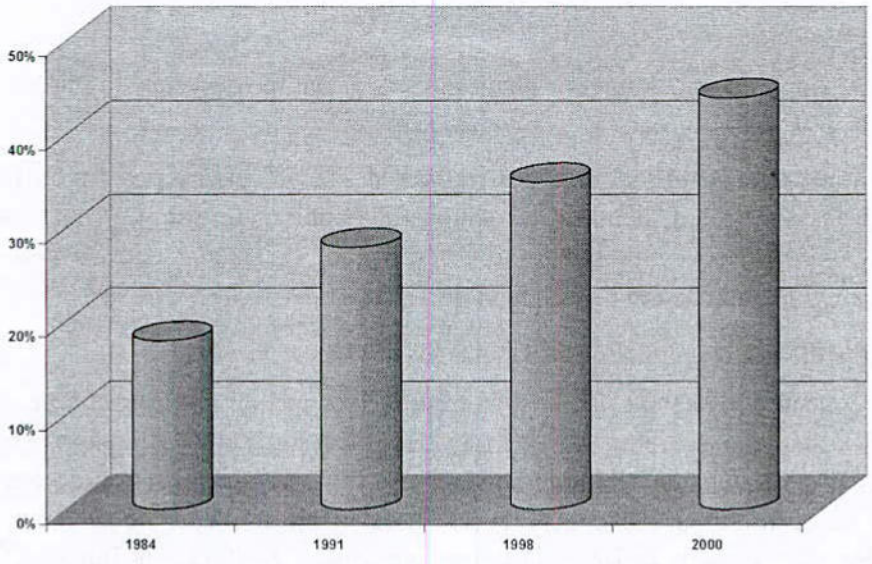


Figure 7 : Evolution du pourcentage des stations de mesure de la qualité d'eau dégradées échantillonnées depuis 1984 (PPNE, 2006)

i. L'impact des changements climatiques sur les ressources en eau

Au Maroc, les observations météorologiques des trois dernières décennies montre des signes qui pourraient être qualifiés d'annonciateurs d'impacts probables des changements climatiques attendus : fréquence et intensité des sécheresses, crues dévastatrices

inhabituelles, réduction de la durée d'enneigement des sommets du rif et de l'atlas, modification spatio-temporelle des pluies.

Les changements climatiques prévus auront des conséquences néfastes directes et indirectes sur les ressources en eau, qui vont subir une diminution à cause de l'élévation de température du globe et de la pollution.

Sur la base du scénario moyen du GIEC, avec une sensibilité moyenne du climat et le maillage de SCENGEN, sept modèles de circulation générale (MCG) ont été considérés pour les simulations climatiques à l'horizon 2020. Les résultats des projections pour l'ensemble du pays donnent : (Alibou; 2002)

- Une tendance nette au réchauffement de l'ordre de 0,7°C et 1°C ;
- Une tendance à la réduction moyenne du volume annuel des précipitations de l'ordre de 4% ;
- Une augmentation de la fréquence et de l'intensité des sécheresses dans le sud et l'est du pays ;
- Un dérèglement des précipitations saisonnières.

Les débits des eaux superficielles et souterraines vont connaître une baisse moyenne comprise entre 10 et 15% en 2020, le tableau 10 résume les valeurs attendues des ressources en eau en 2020.

Tableau 3 : Projection des ressources en eau du Maroc. (CNCNU, 2001)

	2000	**2020**		
Ressources en eau (Mdm^3)		**Sans impact des CC**	**Avec impact des CC**	**effets**
Renouvelables	29	29	25,5	**-4,5**
Mobilisables	20	20	17	**-3**
Superficielles mobilisables	16	16	13,6	**-2,4**
Souterraines mobilisables	4	4	3,4	**-0,6**
Capital en eau (m3/hab./an)	1010	775	682	**-93**
Population (millions habitants)	28,7	37,4		

ii. Organisation institutionnelle du secteur de l'eau

Les structures interministérielles chargées de l'orientation et de la coordination dans le secteur de l'eau sont :

- *Le comité interministériel de l'eau*

C'est une commission administrative composé des ministères exerçant des responsabilités en matière d'eau. Ce comité présidé par le premier ministre, constitue un lieu privilégié de concertation et de coordination des programmes de développement des ressources en eau.

- *Le conseil supérieur de l'eau et du climat*

Placé sous la présidence d'honneur de SM le Roi, ce conseil qui a été crée en 1981, il a pour mission de définir les orientations générales de la politique de l'eau.

A cet effet, il est appelé à examiner et formuler son avis sur :

- la stratégie nationale d'amélioration de la connaissance du climat et de maîtrise de ses impacts sur le développement des ressources en eau ;
- le plan national de l'eau ;
- les plans de développement intégrés des ressources en eau des bassins hydrauliques et en particulier la répartition de l'eau entre les différents secteurs usagers et les différentes régions du pays ou d'un même bassin.

- *Le conseil national de l'environnement*

Crée en 1980, c'est un organe interministériel de concertation, de coordination et de formulation des politiques environnementales. Il a été restructuré en 1995 pour intégrer notamment la dimension de développement durable et élargir sa composition à l'ensemble des partenaires et acteurs concernés par l'environnement et le développement durable.

Ce conseil est habilité à :

- Orienter animer et coordonner toute activité relative à la protection, l'amélioration, la gestion de l'environnement et la promotion du développement durable ;
- Etudier et proposer au gouvernement tous les moyens susceptibles de contribuer à la protection et à l'amélioration de l'environnement et veiller à l'information et la sensibilisation de la population et promouvoir la participation de celle-ci, notamment par la création d'associations ;
- Assurer le suivi de l'état de l'environnement du pays et présenter au gouvernement un rapport annuel sur l'état de l'environnement.

- *Le conseil supérieur de l'aménagement du territoire*

Ce conseil constitue la haute instance qui définit les grandes orientations de la politique nationale d'aménagement du territoire et de développement durable et approuve les documents généraux et sectoriels, à l'échelle nationale et régionale, d'aménagement du territoire. Il devra assurer dans une vision prospective d'aménagement du territoire, l'intégration des différentes options et orientations sectorielles.

- *Les agences du bassin*

Les agences du bassin hydraulique ont été instituées par la loi 10-95 pour devenir l'outil de gestion intégrée et décentralisée des ressources en eau à l'échelle du bassin versant.

Ce sont des établissements publics dotés de la personnalité morale et de l'autonomie financière, qui ont pour mission « d'évaluer, de planifier et de gérer les ressources en eau au niveau des bassins hydrauliques. Elles peuvent accorder des aides et subventions à toute personne engageant des investissements d'aménagement ou de préservation des ressources en eau ; leurs ressources financières sont constituées de redevances recouvrées, auprès des usagers et utilisateurs de l'eau, emprunts, dons, subventions... » (art.20, section III, loi 10-95).

iii. Renouvellement de la politique de l'eau

Malgré les avancées spectaculaires en matière d'aménagements hydrauliques, le secteur de l'eau au Maroc présente des faiblesses qui risquent de mettre en péril tout l'effort consenti et par conséquent la sécurité hydrique du pays.

En plus des contraintes naturelles liées à la raréfaction des ressources en eau et aux changements climatiques que prédisent de nombreux experts, les procédures de gestion de l'eau souffrent d'un déficit de coordination et d'insuffisance dans la cohérence et l'intégration des politiques et des programmes. D'où la nécessité de renouvellement de la politique de l'eau.

- *Axes et fondements de la nouvelle politique*

Pour consolider les acquis et corriger les dysfonctionnements, la mise en œuvre de réformes profondes du secteur de l'eau et de renouvellement de la politique de l'eau s'avèrent nécessaires.

- Généralisation et sécurisation de l'approvisionnement en eau à travers une nouvelle vision privilégiant la gestion intégrée de l'offre et de la demande en eau ;
- La préservation de la qualité de l'eau et la lutte contre la pollution, à travers la mise en place du programme national d'assainissement et d'épuration des eaux usées qui vise, grâce au partenariat entre les différents acteurs, la mobilisation des ressources financières nécessaires en vue de réduire la pollution de 80% à l'horizon 2015 ;
- La promotion de l'utilisation efficiente de l'eau à travers la valorisation des ressources en eau mobilisées et leur utilisation d'une manière efficiente ;
- La sauvegarde des eaux souterraines à travers la mise en place d'un nouveau mode de gouvernance privilégiant la participation des usagers dans la gestion de cette ressource par la promotion de contrats nappes en associant les différents acteurs dans la prise des décisions ;
- La protection des bassins versants et la lutte contre l'érosion, par l'intégration de l'aménagement des bassins versants dans les nouveaux projets de mobilisation des ressources en eau.

- *Leviers de la nouvelle politique*

La réussite de la mise en œuvre du renouvellement de la politique de l'eau nécessite une rupture avec les méthodes du passé et l'adoption d'une démarche privilégiant la concertation et la participation des différents acteurs, pour ceci il faut :

- Allouer les ressources financières du secteur de l'eau en cohérence avec les propriétés adoptées ;
- Accélérer le rythme de la mise en œuvre de la nouvelle politique de l'eau dont la loi sur l'eau 10-95 est la base. Cette accélération doit porter essentiellement sur les aspects financiers en application des principes de redevances « préleveur-payeur »

et « pollueur-payeur » sans exceptions et sans délais, en se basant sur le juste prix de l'eau ;

- Renforcer la concertation pour plus d'intégration et de cohérence entre les programmes sous-sectoriels ;
- Responsabiliser les acteurs en instaurant, en plus du renforcement de la concertation, un système de contractualisation qui définit les engagements et les responsabilités de l'ensemble des acteurs ;
- Renforcer la gestion décentralisée et participative des ressources en eau, d'une part en donnant aux ABH les moyens humains et financiers leur permettant d'assurer leurs missions, et d'autre part en régionalisant les objectifs et les démarches à entreprendre pour résoudre les problèmes régionaux en partant des caractéristiques intrinsèques à chaque région ;
- Encourager la mise en œuvre des mesures d'économie d'eau aussi bien au niveau de la distribution que de la consommation ;
- Développer une culture de l'eau dans toute la société.

4. Conclusion

Après avoir dressé un état des lieux du secteur de l'eau au Maroc, la situation s'avère alarmante, le Maroc ne tardera pas à atteindre le seuil de pénurie d'eau absolu en 2020, la ressource est de plus en plus rare, de plus en plus polluée, le secteur de l'épuration accuse un retard grave. En effet, un différentiel important s'est instauré entre le rythme de mise en place des réseaux d'alimentation en eau et celui des investissements réservés à l'assainissement et l'épuration des eaux usées. Certes l'Etat mobilise toutes ses ressources pour trouver des solutions, mais nous avons un retard qu'il est difficile de rattraper, le débat national de l'eau a résumé les solutions autour de trois axes principaux :

- Réformer le secteur de l'eau ;
- Mettre l'accent sur l'économie de l'eau, y compris la lutte contre la pollution ;
- Opter pour le dessalement comme solution prévenant contre le stress hydrique futur.

Mais il ne faut pas négliger l'épuration, non seulement comme un moyen de limiter la pollution, mais aussi comme une ressource réutilisable, tout dépend du choix du procédé, il faut favoriser les procédés extensifs à faible coût. Le chenal algal à haut rendement (CAHR) est un procédés qui permet non seulement d'épurer les eaux usées mais aussi de les réutiliser après extraction des algues, à des fins comme l'irrigation en agriculture ou l'arrosage des espaces verts ou le lavage des rues, en effet, l'effluent épuré est conforme aux exigences de l'OMS. C'est un procédé à faible coût, énergétiquement autonome, destiné aux petites communautés.

Mais le CAHR est un procédé récent qui est encore au stade d'expérimentation, vu l'opportunité qu'il offre de réutiliser les eaux usées après épuration, il convient de le développer et de l'optimiser afin de l'introduire dans les différentes régions du pays.

5. Bibliographie

Alibou, J. « impact des changements climatiques sur les ressources en eau et les zones humides du Maroc ». 2002

Belghiti, M. Séminaire de promotion du SEMIDE et sur l'utilisation des systèmes d'information géographique pour la gestion et la protection des ressources en eau, gestion de l'eau d'irrigation au Maroc. 27-29 avril 2005.Rabat.

Csec (conseil supérieur de l'eau et du climat). Royaume du Maroc. Aménagements agricoles. Situation actuelle et perspective. Septième session.14-16 avril 1993, Rabat.

Csec (conseil supérieur de l'eau et du climat). Royaume du Maroc. Recommandations des sessions du conseil supérieur de l'eau et du climat et les actions entreprises pour leur mise en œuvre. Neuvième session.21-22 juin 2001, Agadir.

Dne (débat national sur l'eau). Plate forme, « l'avenir de l'eau, l'affaire de tous ». 29 Novembre 2006, Rabat.

Dgh (direction générale de l'hydraulique). Homme terre et eau. Vol : 32, no 117, décembre 2000

Jellal, J. Aspects financiers de la réutilisation des eaux usées au Maroc. Séminaire sur la gestion de l'eau. 18-20 décembre 1996.

Jellal, J. Problématique des ressources en eau au Maroc. Séminaire sur la gestion de l'eau. 18-20 décembre 1996.

Lazrak, A; la problématique de l'eau au Maroc. Association Marocaine de Prospective (AMP). Acte du colloque « l'économie de l'eau au Maroc », tenue du 18 au 19 mai 2001, Ifrane, Maroc.

Mtp (ministère des travaux publics). Développement des ressources en eau au Maroc. Rapport du Maroc au premier forum mondial de l'eau, Marrakech, Maroc.1997.

Matuhe (ministère de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement). « Communication nationale initiale à la convention cadre des nations unies sur les changements climatiques », octobre 2001.

Ppne (projet du plan national de l'eau) rapport provisoire, 10^{éme} session du conseil supérieur de l'eau et du climat, 2006

Pnue (programme des nations unies pour l'environnement). Troisième rapport sur l'avenir de l'environnement mondial (GEO3-global environment Outlook 3). Mai, 2002.

Sccc (secrétariat de la convention sur les changements climatiques). Guide du processus des changements climatiques. Mai 2000

Ycoubi, M, S. rapport sur les ressources en eau au Maroc, bilan, perspectives et plan d'action. Décembre 1999.

سياسة إدارة الموارد المائية في الجزائر: تشخيص الواقع وآفاق التطوير(*)

محمد بلغالي

- أستاذ مساعد بقسم العلوم القانونية والإدارية، كلية العلوم القانونية والإدارية، جامعة حسيبة بن بوعلي ص.ب151حي السلام الشلف، الجزائر.
- عضو في مخبر بحوث علوم الماء بالمدرسة الوطنية المتعددة التقنيات،الجزائر.

E-mail : belghali_med@yahoo.fr

الملخص:

تشير كل التقارير والأوضاع الدولية والإقليمية والوطنية إلى أن البشرية والبيئة في جميع الأنحاء تعاني حالياً من مشكلات وأزمات المياه، وهي مشكلات حقيقية ومعقدة ومتعددة الجوانب.فالجزائر كدولة عربية إسلامية بموقعها الجغرافي في منطقة جنوب حوض البحر المتوسط ،ورغم إمكاناتها المعتبرة من المياه، وتنوع مصادرها المائية ،تسجل نقصاً كبيراً في هذا المورد الثمين في ظل زيادة الحاجة إلى الاستعمال المنزلي و الفلاحي والصناعي.

لذلك يندرج موضوع هذه الدراسة "سياسة إدارة الموارد المائية في الجزائر: تشخيص الواقع وآفاق التطوير" في إطار الدراسات المعنية ببحث وتحليل وتقويم السياسة المائية في الجزائر استناداً إلى المتغيرات الثلاثة الآتية: الموارد المائية ، والاحتياجات المائية، ثم سياسة الإدارة المائية. ويكفي لبيان أهمية هذا الموضوع ذلك التهديد الكبير الذي يظهره التدني المستمر لنصيب الفرد السنوي من المياه في الجزائر، باعتباره المؤشر الذي تقاس عليه ندرة المياه حسب البنك العالمي، والمقدر بمعدل 1000مترمكعب للفرد في السنة كأدنى حد.فلقد كانت وفرة الماء نظرياً تقدر في الجزائر بـ1500م^3 للفرد الواحد سنوياًعام1962،وأصبحت 720م^3 عام1990، لتصل إلى676م^{3}سنة2000.وتقدرحالياًبـ600م^3، ويتوقع أن تبلغ الكمية حجم397 م^3 في عام 2025 و220 م^3 عام2050.

انطلاقاً من هذا الأساس العلمي، سيتم معالجة هذا الموضوع من خلال ثلاثة محاور،بدء باستعراض لأهم الإمكانيات والموارد المائية المتاحة في الجزائر الطبيعية وغير الطبيعية،ومقارنتها بالاحتياجات المائية.ثم تحليل وتشخيص لأهم العوامل الأساسية المؤدية إلى الأزمة المائية في الجزائر(كالعوامل المناخية ، التنظيمية، المالية والبشرية). وأخيراً محاولة وضع تصور يتضمن جملة من الحلول والإستراتيجيات والتوصيات الكفيلة بتطوير سياسات إدارة المياه في الجزائر،والتي تسمح بمعالجة متطلبات الحاضر ومواجهة تحديات المستقبل.

وتأتي هذه الدراسة المتواضعة بالتزامن مع الاحتفال باليوم العالمي للمياه المصادف لـ22 مارس من كل سنة، اليوم الذي لفتت فيه الأمم المتحدة انتباه العالم وحكوماته إلى أن الأرض بكاملها ستكون مهددة بالعطش في منتصف هذا القرن ، أي في حدود 2050. من هنا أدرك المجتمع الدولي أهمية قضايا المياه من خلال تنظيم مؤتمرات وملتقيات وندوات دولية يشترك فيها العديد من الباحثين والأساتذة، الخبراء،صانعي القرار،المؤسسات الرسمية والمنظمات الدولية. الحكومية وغير الحكومية،لمناقشة موضوع المياه بصفته جزء لايتجزأ من دورة الحياة الضرورية لاستدامة التنمية البشرية.

الكلمات الدالة: الموارد المائية، الأزمة المائية، أسباب أزمة المياه، السياسة المائية، الجزائر.

(*)- هذا البحث هو جزء من رسالة الماجستير للباحث بعنوان: "إدارة سياسات الموارد المائية في الجزائر: الواقع والآفاق" تحت إشراف أ.د: منصور بن لرنب، والتي نوقشت في قسم العلوم السياسية والعلاقات الدولية بكلية العلوم السياسية والإعلام ، جامعة الجزائر بتاريخ 20 نوفمبر2004.

مقـــدمـــة :

لقد أجمع علماء البيئة والجغرافية على المستوى الوطني و العالمي على أن الألفية الثالثة هي ألفية الذهب الأزرق (أي الماء)، حيث أصبح القرن الحادي والعشرون يشهد تحدياً حقيقياً للإنسان في موضوع الحصول على الماء كماً وكيفاً.فرأسمال الإنسان من الماء محدود،وجودتـــه تتعـــرض للعديد من عناصر التهديد بتلوثه.نتيجة لذلك أصبحت ندرة الماء مشكلة مركزية للإنسانية،حتى أن كثيراً من المفكرين والخبراء يؤكدون بـــأن الحروب المقبلة في العالم لن تكون حروباً تقليدية بل حروباً من أجل المياه.

و إذا كانت ظاهرة نقص المياه ظاهرة عالمية متناهية الخطورة، أخذت تشغل حيزاً واسعاً من الفكر الإستراتيجي العالمي، و أصبحت مطروحـــة في مقدمة القضايا في اجتماعات القمم العـــالمية و الملتقيات والندوات الدولية، فإنها في بلادنا تمثل خطورة قائمة بالفعل بسبب تناقص المخزون المائي بشكل جدي، والذي أثر سلباً على مستوى تلبية المتطلبات المتزايدة من المياه لمختلف الاستعمالات. و من ثم كان لزاماً التنبيه إلى هـــذه الأزمة الحادة و معالجتها بالصورة السليمة المتناسبة مع خطورتها.

لهذه الاعتبارات جميعها كان الوضع المائي بالجزائر محل بحث و اهتمام هذه الدراسة المتواضعة، انصب خلالها البحث على اســـتعراض أهـــم الإمكانيات و الموارد المائية المتاحة في الجزائر الطبيعية و غير الطبيعية ومقارنتها بالاحتياجات المائية. ثم الوقوف على أهم العوامل و الأســـباب المؤدية إلى الأزمة المائية في الجزائر، محاولاً في النهاية إيجاد السبل و الحلول و المقترحات الكفيلة بمواجهة المتطلبات الحاليـــة ورفـــع التحـــديات المستقبلية في مجال المياه.

أولا: الموارد المائية المتاحة في الجزائر:

تشمل الموارد المائية في الجزائـــر الموارد المائية الطبيعية (أو التـــقليدية) و المتمثلـــة في المياه السطحية و المياه الجوفية و المصدر المغذي لكـــلا النوعين و هو مياه الأمطار، و الموارد المائية غير الطبيعية (أو غير التقليدية) المتمثلة أساساً في تحلية مياه البحر و معالجة المياه المستعملة.

1- الموارد المائية الطبيعية:

أ- مياه الأمطـــــار:

يغطي الإقليم الجزائري مساحة قدرها 2.381.741 كلم^2، غير أن نسبة 90% منها عبارة عن صحراء يكـــاد ينعـــدم فيهـــا تـــساقط الأمطار[1]. ويقدر الحجم المتوسط السنوي لمياه الأمطار في الجزائر بـــ12.4مليار م^3، إلا أن هذه التساقطات المطرية تمس أساساً شمال البلاد و تتركز بمقدار 90% في المنطقة التلية وحدها. بالنظر إلى ذلك، لا تستقبل الأحواض المنحدرة في الهضاب العليا سوى 10% من مياه الأمطار، في حين تعود إلى المناطق الصحراوية سوى كميات ضئيلة جداً.[2]من هنا يتضح لنا بأن الأمطار في الجزائر موزعة بشكل غير منـــتظم مكانيـــاً وحتى زمنياً.

ب- الميـــــاه الجوفية:

تقدر جملة المياه الجوفية الممكن استغلالها في الجزائر بـــ7 ملايير م^3/ السنة. 2 مليارم^3/السنة متواجدة بشمال البلاد، و تستغل حالياً بنسبة تفوق 90% [3] ،و 5 مليار م^3/السنة موجودة في الجنوب و التي لاتستغل منها اليوم- وللأسف- سوى 1.7 مليار م^3/السنة[4].

ج- الميـــاه السطحية:

و تشمل المجاري المائية المجمعة في شكل أنهار و أودية يزداد منسوبها نتيجة تساقط الأمطار و الثلوج و التي تغذيها ينابيع متجددة. و تقـــدر الموارد المائية السطحية بـــ12.7 مليارم^3/السنة، موزعة جغرافياً على الشمال بـــ11.9مليار م^3، و على الجنوب بـــ0.8مليار م^3.[5]

و لقد بلغ المعدل الحقيقي لاستغلال المياه السطحية في الجزائر المعبأة بواسطة 57 سد مستغل - تبلغ طاقتها التخزينية الإجمالية بـ5.70مليار م^3 - حوالي 2.360مليار م^3 في أواخر سنة 2006[6]،و بذلك نلاحظ أن نسبة تعبئة و حشد المياه السطحية مقارنة بالمتاح منها (أي 12.7 مليار م^3) بقيت ضعيفة جداً، لاسيما في الجهات الوسطى و الشرقية من البلاد.

2- الموارد المائية غيرالطبيعية:

أ- تحلية ميـــاه البحر:

إن التجربة الجزائرية في هذا المجال، كانت في ثلاثة مناطق صناعية و هي: أرزيو، سكيكدة و عنابة، و تعود إلى بداية الستينات. إلا أن محطات التحلية هذه لا تسمح في الحالة القصوى إلا بتجنيد 18 مليون م^3 في السنة (مقارنة بالمملكة العربية السعودية 5.55مليون م^3 في اليوم)،لتلبية الحاجة إلى الماء الصناعي و الماء الشروب.[7]

لكن في الآونة الأخيرة و مع تفاقم أزمة المياه في الجزائر العاصمة و المناطق الغربية، أعلنت السلطات العمومية عن برنامج يتضمن القيام بدراسة عامة حول تحلية مياه البحر في الجزائر، سيسمح بوضع و تحديد إستراتيجية عامة لتطوير هذه التقنية خاصة و أن الجزائر تزخر بساحل يمتد على مدى 1200كلم.[8]

ب- معالجة المياه المستعملة:

إن إمكانات الجزائر من هذا المورد تبقى ضعيفة جداً ، بحيث يتم صرف المياه المستعملة في البحر بالنسبة للتجمعات السكانية الساحلية،و في الأدوية والسبخات بالنسبة لباقي التجمعات.ولقد بلغ الحجم الإجمالي للمياه المستعملة الملفوظة (أي المصروفة في الوسط الطبيعي) بحوالي 700 مليون م^3 سنوياً،75 مليون م^3 منها فقط يتم تصفيتها و معالجتها سنوياً (أي ما يعادل تقريباً نسبة 10%، و هي نسبة شبه منعدمة).[9]

وصفوة القول، أن الإمكانيات المائية القابلة للتعبئة و الحشد و الاستغلال في الجزائر- بما فيها المياه المستعملة المصفاة- تصل إلى حوالي 20 مليار م^3 سنوياً، و مصدر المياه الرئيسي هو مياه الأمطار ثم تأتي المياه الجوفية في المركز الثاني.

3- الموازنة بين الموارد المائية المتوفرة و الاحتياجات:

سنتناول هنا عملية الموازنة المائية التي تقوم على المقارنة بين الموارد المائية و الاحتياجات المائية حالياً ومستقبلياً، بهدف تقييم الوضع المائي في الجزائر. و يكون ذلك من خلال مؤشرين هامين:

الأول: فجوة الموارد المائية، عن طريق قياس الفارق بين حجم الموارد المائية الفعلية و حجم الاحتياجات المائية الفعلية ، بغرض معرفة حجم النقص أو الزيادة أو التوازن.[10]

الثاني: متوسط نصيب الفرد من المياه سنوياً، عن طريق قسمة الموارد المائية المتاحة في البلد على عدد السكان، و هو المعيار الذي تدور حوله كل الدراسات عن مستوى كفاية المياه العذبة في العالم.[11] وهنا تجدر الإشارة إلى أن -حسب أخصائيي العلوم المائية- معدل 1000 متر مكعب من المياه للفرد سنوياً يمثل "حد الأمان المائي"(water stress index) [12]، فإذا قل نصيب الفرد عن ذلك (أي من 1000م^3-500م^3) أعتبر كمؤشر على حالة من" الندرة المائية"، و تحت 500 م^3 على أنها حالة "الفقر المائي" (أي ندرة مطلقة).[13]

و يرصد لنا الجدول التالي رقم (1)* الموارد و الاحتياجات المائية الحالية و المستقبلية في الجزائر.

السنـــة	عدد السكان (مليون نسمة)	الموارد المائية (مليار م^3/ السنة)	الاحتياجات المائية (مليار م^3/ السنة)	متوسط نصيب الفرد من المياه(م^3/السنة)
1990	27,74	17	4,36	737
2000	31,60	17,30	6,10	676
2025	52	17,75	10,44	397
2050	77	17,40	14,24	223

*المصدر:- محمد بركات، مشكلات المياه العربية:الأزمات..والصراعات..والحروب، القاهرة:أطلس للنشر والإنتاج الإعلامي، 2006، ص23و133

- جاد الله عزوز الطلحي، حتى لا نموت عطشا، ط2، ليبيا : اللجنة الشعبية العامة للثقافة والإعلام، 2006، ص263و270.

- رمزى سلامة، مشكلة المياه في الوطن العربي: احتمالات الصراع والتسوية، الإسكندرية:منشأة المعارف، 2005، ص360.

- الهيتي صبري فارس، العالم الإسلامي والمتغيرات الدولية من وجهة نظر جيوبولتيكية، عمان: مؤسسة الوراق للنشر والتوزيع، 2005، ص197.

يظهر الجدول أعلاه التراجع الخطير لنصيب الفرد الجزائري السنوي من المياه، مقارنة بالتزايد المستمر لعدد السكان. ففي الوقت الذي وصلت فيه حصة الفرد في الجزائر سنة 1990 إلى 737 م^3 (بعد ما كانت تقدر بـ 1704م^3 سنة 1960) [14]، انخفضت إلى 676 م^3 سنة 2000، و ستنخفض إلى 397 م^3 عام 2025، و 223 م^3 عام 2050. فإن حصة الفرد في المغرب بلغت سنة 1990 بـ 1400م^3، و انخفضت إلى 875 م^3 سنة 2000، وستنخفض إلى 596 م^3 عام 2025، و 400 م^3 عام 2050.[15] وبذلك نجد أن الجزائر تصنف ضمن قائمة البلدان الأكثر فقراً من حيث الإمكانيات المائية، أي تحت مستوى خط الأمان المائي و بعيدة عنه تماماً.

تأسيساً على ما سبق، يمكن القول بأن الوضع المائي في الجزائر-حتى مع تبني الأرقام الأكثر تفاؤلاً- هو أسوأ وضع تواجهه منذ الاستقلال، حيث تعرف البلاد في الظروف الحالية و المستقبلية عجزاً كبيراً في هذا المورد الحيوي النادر. و مرد ذلك يعود إلى مجموعة من العوامل و الأسباب التي تلعب دوراً أساسياً و مؤثراً في بروز أزمة مائية متعددة الجوانب.

ثانيا:العوامل الأساسية المؤدية إلى الأزمة المائية في الجزائر:

سنحاول هنا تشخيص و تحليل العوامل الأساسية الحقيقية المؤدية إلى هذه الأزمة المائية.

1- العوامل الطبيعية و المناخية:

أ- التقلبات و التغيرات المناخية و آثارها السلبية على الموارد المائية:

يعد تغير المناخ من العوامل المؤثرة في طبيعة انعدام الأمن المائي في العالم،كما أن القلة المفرطة أو الزيادة المفرطة في المياه تعد السبب في معظم الكوارث الطبيعية.

1- الجفاف:

انطلاقاً من تواجد الجزائر في إقليم مناخي معظمه جاف أو شبه جاف،فإن تحليل عمليات الرصد والملاحظة والمتابعة بشأن التساقطات المطرية في الجزائر خلال الفترة الممتدة ما بين 1770 و 1989، تبين أن البلاد عرفت فترات طويلة من الجفاف تم تسجيل أبرزها حدة خلال الفترات التالية:1772- 1785،1729-1814 ، 1833- 1842 ، 1858-1872، 1882-1912، 1935- 1945 ،1961- 1966 و 1972- 1989.[16]ضف إلى ذلك الجفاف الأخير الذي شهدته الجزائر خلال الـ25 سنة الأخيرة، والذي مس كافة الإقليم الوطني وخاصة غرب البلاد. هذه الوضعية كانت لها آثار سلبية جداً سواء على مستوى تغذية الطبقات الجوفية، أو على مستوى امتلاء السدود بالمياه التي تراجعت نسب التخزين بها إلى مستويات دنيا.[17] الأمر الذي أدى إلى تقليص الحصص الموجهة للشرب وللسقي الفلاحي.

2- توحل السدود:

تشهد اليوم السدود الجزائرية مستويات خطيرة من التوحل فاقت المستويات المسجلة في الدول المجاورة كالمغرب و تونس.فلقد أظهرت عملية سبر عمق السدود التي قامت بها الوكالة الوطنية للسدود سنة 1986، أن التوحل بلغ حجماً يقدر بـ 300مليون م^3 بالنسبة لـ16 سداً أجريت عليه الدراسة. أما بالنسبة لمجمل السدود المستغلة،فقد بلغ حجم التوحل سنة 2000بـ800مليون م^3[18].هذه الظاهرة تؤدي إلى

تقليل وتراجع السعة التخزينية لهذه السدود على المدى القصير، و إلى انتهاء و انقضاء مدة استغلالها بصفة نهائية على المدى الطويل. ضف إلى ذلك، تساعد على انتشار بعض الطفيليات و البكتيريات التي تؤثر على نوعية و جودة المياه مسببة أخطاراً صحية و أضراراً بيئية.[19] وتعود أسباب هذه الوضعية إلى ظاهرة الانجراف المائي التي تمس خصوصاً الأحواض المنحدرة ، وفقدان مساحات كبيرة من الغابات بفعل الحرائق. إلى جانب عدم التكفل بعمليات تطهير و نزع الأوحال من السدود نظراً لتكاليفها المالية الضخمة.

ب- تدهور نوعية المياه و جودتها:

لقد أدى التقدم التكنولوجي والنمو الصناعي والتوسع الزراعي وما رافقه من تزايد في الأنشطة البشرية،إلى تلوث المياه واستنزافها.وفي هذا الإطار،أشارت جمعية حماية و إرشاد المستهلكين أن 80 % من المياه الموزعة للسكان ملوثة، الأمر الذي أثر سلباً على صحة الإنسان و تدهور البيئة.[20]

إن خطورة تلوث المياه في الجزائر تعود إلى نقص فعالية الشبكة الوطنية لمراقبة و متابعة نوعية المياه، بسبب قلة إمكانياتها المالية و المادية و البشرية و عدم تحديد مقاييس موحدة النمط و المعيار الخاصة بحماية المياه[21]. إلى جانب تعطل و توقف أغلبية محطات التطهير عن تصفية و معالجة المياه المستعملة، نظراً لضعف الإدارة التقنية لها و الافتقار إلى الخبراء[22]، وعدم الاهتمام بعمليات الصيانة.

2- العوامل القانونية و التنظيمية:

أ- زخم الهياكل المؤسساتية و النصوص القانونية المتعلقة بالمياه و عدم استقرارها.

إن القراءة المتأنية و المتمعنة للتطور المؤسساتي و التشريعي و التنظيمي الذي عرفه قطاع المياه في الجزائر منذ 1962 إلى يومنا هذا، يبرز وبجلاء زخم الهياكل و النصوص،فما لا يقل عن 12مرحلة ميزت هذا التطور.أما فيما يخص الأحكام القانونية و التنظيمية المنظمة للمياه فهي عديدة و متعددة، و أحياناً متضاربة سواء ما يتعلق بالنصوص المتعلقة بالمياه و الصحة و البيئة و الإدارة المحلية، أوسواء ما يتعلق بالتنظيم المالي.وفي كثير من الحالات لم يكن لهذه النصوص التي تم إعدادها بالموازاة مع إنشاء هياكل ومؤسسات القطاع المائي أي تأثير على أرض الواقع، بل تسببت بكثرتها في تعقيد تسيير المصالح المعنية و تنظيمها.كما تعرضت هذه النصوص إما للإلغاء، و إما للتعديل، لسبب أو لآخر. و تجدر الإشارة إلى أن العديد من النصوص القانونية الموجودة حالياً بقيت حبراً على ورق، سواء بسبب عدم إعداد النصوص التطبيقية لها،أو سواء بسبب صعوبة تطبيقها وتنفيذها لانعدام الإمكانيات والوسائل الضرورية.

ب- غياب التسيير العقلاني الرشيد المتكامل:

تعرف الجزائر عدة نقائص و اختلالات في مجال تسيير و تنظيم قطاع المياه،و التي تظهر فيما يلي:

- الانقطاع والتأخر في آجال إنجاز المشاريع مما يؤدي حتماً إلى زيادة التكاليف المالية.
- اللجوء إلى مؤسسات غير مؤهلة في إنجاز المنشآت القاعدية للمياه.
- غياب الانسجام والتكامل في إنجاز المشاريع، إذ أن معظم السدود التي تم إنجازها لم يتم استغلالها في الواقع، بسبب غياب قنوات توصيل المياه أو غياب التجهيزات المرافقة.
- تعرض الملك العمومي للمياه إلى العديد من الاعتداءات و التجاوزات كالاقتطاعات الفوضوية للمياه، حفر الآبار بدون تراخيص قانونية، وعمليات الربط بالشبكة غير الشرعية وغير المراقبة في نفس الوقت.

ج- نقص التنسيق بين القطاعات والأجهزة القائمة على إدارة الموارد المائية:

يجري التنسيق بين مختلف القطاعات المعنية بإدارة المياه في الجزائر أساساً من خلال "المجلس الوطني للماء" (C.N.E)، الذي أنشئ سنة 1996 وحل محله اليوم "المجلس الوطني الاستشاري للموارد المائية " بموجب القانون الجديد المتعلق بالمياه رقم 05- 12 المؤرخ في 28 جمادى

الثانية 1426 هـ الموافق لـ 04 أوت 2005 [23]، وكذا " لجان الأحواض الهيدروغرافية الخمسة "(C.B.H) التي استحدثت سنة 1996.إلى جانب هيئات أخرى كالمرصد الوطني للبيئة و التنمية المستدامة (O.N.E.D.D)...الخ.

لكن – و للأسف الشديد – فإن هذه الهياكل التنسيقية بالرغم من تعددها و تنوع تمثيلها ليست فعالة في حقيقة الأمر، كونها لم تجتمع، و إذا اجتمعت فإن نتائجها غير مرضية. ومن ناحية أخرى، أدى تعدد الجهات و الأجهزة المسؤولة عن إدارة المياه و غياب التنسيق داخل الجهاز التنفيذي في كثير من الأحيان إلى تداخل في المهام و تصادم في الصلاحيات و التضارب في التطبيق من جهة، و إلى إعطاء أرقام و إحصائيات متناقضة من جهة أخرى. ولهذا شدد البنك العالمي في آخر تقرير حديث له على ضرورة إيجاد التنسيق الميداني الفعلي بين مختلف الدوائر الوزارية، و على مختلف المستويات في الحكومة لضمان التعاون و تضافر الجهود.[24]

3- العوامل المالية و المادية :

أ- قلة الموارد المالية المخصصة لقطاع المياه:

رغم الاستثمارات التي قامت بها الدولة في مجال المياه و التي انتقلت من 196 مليار دينار جزائري خلال سنة 1999[25] إلى قرابة 604 مليار دينار ما بين عامي 2000 و 2004 [26]، إلا أنها بقيت رغم أهميتها غير كافية لمواجهة المتطلبات الحالية و التحديات المرتقبة في هذا القطاع من جهة، و غالباً ما اتسمت هذه النفقات العمومية باللافعالية ونقص في النجاعة حسب التقرير الأخير للبنك الدولي من جهة ثانية.[27]

ويرجع السبب في ذلك – حسب رأينا الخاص- إلى غياب المعالجة الجدية و الحازمة للإختلالات والنقائص الكبيرة ذات الطابع التنظيمي التي تميز تسيير القطاع المذكورة سابقاً من ناحية،وتعرض الاستثمارات المائية لسوء الإدارة و الفساد و الهدر و عدم الشفافية نظراً إلى ضآلة رقابة ومتابعة و محاسبة السلطات المركزية و المحلية و منظمات المجتمع المدني من ناحية أخرى.

ب- عدم تغطية تسعيرة الماء لتكلفته الحقيقية والفعلية:

إن الأسعار المحددة لمختلف الأغراض (كالشرب، الصناعة و الري) إلى حد الآن- رغم الزيادات الأخيرة المطبقة بداية من 2005/01/09- مازالت غير كافية و لا تحفز على الاستعمال العقلاني لهذا المورد النفيس. حيث أوضح المسؤول الأول عن القطاع المائي السيد "عبد المالك سلال"، أن دعم الدولة للقطاع كان ولازال محسوساً في مجال التسعيرة المطبقة التي لا تتماشى و كلفة إنتاج المياه، حيث يكلف المتر المكعب الواحد من المياه مؤسسة الجزائرية للمياه أكثر من 80دج، في الوقت الذي يتم فيه استغلال مياه السدود مجاناً و يتم احتساب نفس القيمة بـ 42 دج للمواطن [28]. أي بعبارة أخرى، أن الدولة تتحمل الفرق بين التكاليف الحقيقية و السعر الذي يتم به البيع للمواطن.

هذه الوضعية الصعبة أدخلت المؤسسات العمومية المكلفة بإنتاج و توزيع الماء في وضعية مالية خانقة، ازدادت تأزماً بسبب تهرب المواطنين عن تسديد فواتير المياه و الذي بلغ نسبة 17% حسب وزير الموارد المائية، بينهم 5300 عائلة في العاصمة لوحدها لم يسددوا الفاتورة[29].

4- العوامل البشرية و الفنية:

أ- انخفاض مستوى كفاءة الأفراد المسيرين في مجال المياه:

إن أغلبية السدود و شبكات التصفية والتطهير ومحطات تحلية مياه البحر في الجزائر تعاني من نقص فادح في كفاءات التسيير و الاستغلال المتخصصة. فلقد كشف وزير الموارد المائية خلال الورشة الدولية المنظمة حول مهن تسيير المياه في شهر جوان 2007، أن الجزائر لديها 57 سداً خلال سنة 2007، و ينتظر أن يصل العدد في آفاق 2010 إلى 71 سداً، و لكن و مع ذلك لا تملك تقنيين لنقل الماء من سد إلى آخر أو ربط سد بآخر، مثلما هو عليه الحال بالنسبة لسد بني هارون بميلة و سد كودية أسردون بالبويرة.[30]وعليه نستطيع القول بأنه رغم أهمية

المنشآت المائية المنجزة إلا أنه في الواقع لا يقابلها عنصر بشري متخصص يخضع باستمرار للتكوين و التدريب و تحسين المستوى وتجديد المعارف.

ب- انخفاض كفاءة استخدام واستهلاك المياه:

على الرغم من كل المعطيات السابقة الذكر و الباعثة على القلق، فإن استهلاك المياه في الجزائر يتسم بالتبذير و الهدر و عدم الرشد في استعماله و ارتفاع الفاقد و ذلك لمختلف الأغراض . فلقد بلغت نسبة التسربات في شبكات نقل وتوزيع المياه إلى 40%[31]، بل و قدرت بعض المصادر أن الفاقد بالتسرب والضياع في أقطار الشمال الإفريقي يصل إلى حوالي 60%.[32]

إن ظاهرة تبذير المياه و الاستعمال اللاعقلاني لها من قبل المواطن ناتجة عن نقص وعدم كفاية برامج التوعية ونشاطات التحسيس بأهمية و قيمة المورد المائي، والتي- للأسف الشديد- لم تتوصل إلى إقناع المستعملين (منازل، فلاحين، صناعيين، مقدمي الخدمات،...الخ) وتحفيزهم ليغيروا سلوكاتهم وممارساتهم بصفة إرادية إزاء مسألة الماء، أي لم تتمكن من تقديم ثقافة حقيقية خاصة بالماء.

في الأخير وعلى ضوء أهم عوامل و أسباب الأزمة المائية السابقة الذكر،تجعلنا نؤكد مرة أخرى بأن الجزائر تعيش أزمة حقيقية في الماء،و هذا ما اعترف به المسؤول الأول عن القطاع المائي أثناء مناقشة مجلس الأمة لمشروع القانون الجديد المنظم لقطاع المياه .كما أن المشكلة ليست فقط في ندرة المياه ومحدوديتها،وإنما أسهم "سوء الإدارة و التسيير" إلى حد كبير،وفي مختلف أبعاده التنظيمية و القانونية والمؤسساتية و المالية في نشأة المشكلة وتفاقمها،وزاد من تعقيدها نمط السلوك البشري المتبع إزاء المياه.

وبالتالي، فإن الجزائر مطالبة على وجه الخصوص باتخاذ خطوات فاعلة للبدء في إيجاد مخرج حقيقي لأزمة المياه. إذن، ما هي السياسة المائية التي تمكننا من البقاء، و تحقيق التنمية المستدامة المطلوبة، ومراعاة مصلحة الأجيال المقبلة في حدود ما هو متاح لنا من موارد مائية؟

ثالثا: استراتيجيات و سياسات تدبير الموارد المائية في الجزائر:

على ضوء المعطيات التي سبق استعراضها، يمكننا اقتراح بعض العناصر الكفيلة بتطوير السياسة المائية في الجزائر:

- تحديد أهداف وآجال الإنجاز والموارد المالية لكل البرامج والمشاريع الاستثمارية، مع المراقبة والمتابعة المنتظمة والمستمرة للأشغال ميدانياً.
- خلق الإدارة الرشيدة في مجال المياه من خلال تنظيم جهازي متسق وأسلوب تسيير إداري فعال وتطبيق صارم للقوانين، مع تفعيل أجهزة الرقابة على الماء وتنمية الموارد البشرية وتحسين مؤهلاتها في جميع المهن المرتبطة بالماء.
- تفعيل الهيئات التنسيقية (كوكالات ولجان الأحواض الهيدروغرافية)لأداء الأدوار المناطة بها،وتمكينها من أن تكون فضاءاً حقيقياً للتشاور والتنسيق بين مختلف الفاعلين في مجال الماء . والعمل على ضرورة أن يضطلع المجلس الوطني الاستشاري للموارد المائية بدور **برلمان فعلي للماء**.
- المحافظة على الثروة المائية وترشيد استغلالها ورفع كفاءة استخداماتها في مختلف القطاعات من خلال إيقاظ **حس التوعية المائية**،الذي يسمح بانتشارالوعي الشعبي العام بسرعة وتغيير الذهنيات والعقليات والسلوكات والممارسات إزاء مسألة الماء نحو الأفضل.
- زيادة وتكثيف برامج التربية والتعليم البيئي والإرشاد المائي وحملات التحسيس من خلال إشراك كل الفئات والمعنيين على المستوى الرسمي وعلى الصعيد الجمعوي، من أجل خلق **مواطنة الماء** ونشر **ثقافة خاصة بالماء**،

الأمر الذي يؤدي إلى مشاركة المواطن في حل الأزمة أو على الأقل التخفيف من حدتها.

الخـاتمـة:

في نهاية هذه الورقة العلمية المتواضعة نخلص إلى التأكيد على أن مشكلة المياه في الجزائر ليست في كمية المياه المتوافرة في الطبيعة بحد ذاتها فقط،وإنما أيضاً في غياب مجموعة كبيرة من العوامل التي تحول دون استغلالها والاستفادة القصوى منها لتوظيفها في مختلف المجالات الاقتصادية والتجارية والغذائية والحياتية.إن هذا الوضع المائي الحرج الذي نعيشه اليوم وفي ظل التحديات العالمية ،يتطلب معالجات جذرية وفقاً لإستراتيجيات وسياسات وخطط متوسطة وطويلة الأمد،تتوزع مسؤولية تنفيذها ومتابعتها على الدولة ومنظمات المجتمع المدني والهيئات المحلية. ويستلزم أن تأتي تلك المعالجات محصنة بإرادة سياسية وإدارة فعالة شفافة، باعتبارهما شرطين ضروريين لكل إنماء مائي أو اقتصادي أوبشري.

الـهوامش:

(1)- المجلس الوطني الإقتصادي والاجتماعي، **مشروع التقرير التمهيدي حول الماء في الجزائر: من أكبر رهانات المستقبل**، (الدورة العامة «15»)، الجزائر: المجلس الوطني الإقتصادي والإجتماعي،2000، ص 13.

(2)- وزارة تهيئة الإقليم والبيئة، **تقرير حول حالة ومستقبل البيئة في الجزائر**، الجزائر، 2001، ص 28 .

(3)-Ministère des ressources en eau, ***le secteur de l'eau en Algérie***, Algérie, juin 2005,p.18.

(4)-***Ibid***, p.20.

(5)-***Ibid***, p.18.

(6)- **جريدة الخبر**،الجزائر،العدد 4866، الصادرة بتاريخ 2006/11/23، ص 12.

(7) -رابح زبيري، "إشكالية الأمن المائي في الجزائر"،ورقة قدمت إلى **الملتقى العاشر هواري بومدين :الشباب والعولمة**، سكيكدة،من 21إلى2001/12/23،الإتحاد الوطني للشبيبة الجزائرية،سكيكدة، 2001، ص132.

(8)-Ministère des ressources en eau, Le secteur de l'eau en Algérie, ***Op.Cit***., p.24.

(9)-***Ibid***, p.26.

(10)- رمزى سلامة، **مشكلة المياه في الوطن العربي: احتمالات الصراع والتسوية**، الإسكندرية: منشأة المعارف،2005،ص34.

(11)- محمد بركات،**مشكلات المياه العربية:الأزمات..والصراعات..والحروب**،القاهرة:أطلس للنشر والإنتاج الإعلامي،2006،ص25.

(12)- رمزى سلامة، **المرجع السابق الذكر**،ص19.

(13)- برنامج الأمم المتحدة الإنمائي، **تقرير التنمية البشرية للعام2006 :ماهو أبعد من الندرة: القوة والفقر وأزمة المياه العالمية** ، الولايات المتحدة الأمريكية: برنامج الأمم المتحدة الإنمائي،2006،ص135.

(14)- جاد الله عزوز الطلحي،**حتى لا نموت عطشاً**، ط2 ، ليبيا: اللجنة الشعبية العامة للثقافة والإعلام،2006،ص270.

(15)- **المرجع نفسه** ، ص265.

(16)-Salim Saadi, "la nouvelle reconfiguration permettra une meilleure prise en charge du service de l'eau", ***Revue mutations***, Algérie, N° 32, juin, année 2000, p.8.

(17)-المجلس الوطني الاقتصادي والاجتماعي،**مشروع التقرير حول الظرف الاقتصادي والاجتماعي للسداسي الثاني من سنة 2002** ، (الدورة العامة (22))، الجزائر:المجلس الوطني الاقتصادي والاجتماعي، 2003، ص56-57.

(18)- المجلس الوطني الاقتصادي والاجتماعي، مشروع التقرير التمهيدي حول الماء في الجزائر:من أكبر رهانات المستقبل، **المرجع السابق الذكر**، ص 65.

(19)- صالح أحمد رابح،**قضايا بيئية:المياه** ، طنطا :دار الحضارة للطباعة والنشر والتوزيع،2001، ص190و192.

(20)- **جريدة صوت الغرب**،الجزائر،العدد 1422، الصادرة بتاريخ 2007/6/26، ص 7.

(21)- المجلس الوطني الاقتصادي والاجتماعي، مشروع التقرير التمهيدي حول الماء في الجزائر: من أكبر رهانات المستقبل، **المرجع السابق الذكر**، ص 71.

(22)- محمد العربي بوقرة، **معارك المياه :من أجل مورد مشترك للإنسانية**،(ترجمة: غازي برو) ، لبنان:دار الفارابي ،2006،ص150.

(23)- الأمانة العامة للحكومة، "قانون رقم 05-12 مؤرخ في 28 جمادى الثانية 1426هـ الموافق 4 غشت2005م، يتعلق بالمياه"، **الجريدة الرسمية للجمهورية الجزائرية**، العدد 60، الصادر بتاريخ 2005/9/4،ص10.

(24)- **جريدة الخبر**،الجزائر،العدد 4958،الصادرة بتاريخ2007/3/11 ،ص11.

(25)- **جريدة الشعب**، الجزائر، العدد 13088، الصادرة بتاريخ 2003/7/5، ص 3.

(26)-***Journal El Moudjahid***, Algérie, N° 12274,9/2/2005 , p.12.

(27)- جريدة الخبر،الجزائر،العدد4958،**المرجع السابق الذكر**،ص11.

(28)- **جريدة المساء**،الجزائر،العدد 2998، الصادرة بتاريخ 2007/1/15، ص 2.

(29)- **جريدة الخبر**،الجزائر،العدد 4441، الصادرة بتاريخ 2005/7/7، ص 3.

(30)- **جريدة الخبر**،الجزائر،العدد 5043، الصادرة بتاريخ 2007/6/19، ص 7.

(31)- جريدة الخبر،الجزائر،العدد4441،**المرجع السابق الذكر**،ص3.

(32)- جاد الله عزوز الطلحي،**المرجع السابق الذكر**،ص324.

PRIX DES SERVICES DE L'EAU EN ALGERIE, UN OUTIL DE GESTION DURABLE

WATER COST IN ALGERIA, A WATER MANAGEMENT TOOL

Sofiane BOUKHARI [1], Yassine. DJEBBAR[1], Habib. ABIDA[2]

[1] Centre Universitaire de Souk-Ahras, Souk-Ahras, Algérie. [2] Université de Sfax, Sfax, Tunisie.

Résumé

La déclaration de Dublin sur l'eau, dans la perspective d'un développement durable, (1992) indique que *l'eau, utilisée à de multiples fins, a une valeur économique et devrait donc être reconnue comme bien économique. La considérer ainsi et la gérer comme telle, c'est ouvrir la voie à une utilisation efficace et à une répartition équitable de cette ressource, à sa préservation et à sa protection.*

Les contraintes imposées par les problèmes de l'eau en Algérie, qui va en se raréfiant alors que les besoins ne cessent d'augmenter, freinent son développement. Quelque soit la ou les solutions que l'on propose pour remédier au déséquilibre entre l'offre et la demande, il faut donner à l'eau sa vraie valeur économique, et connaître les composantes réelles du prix des services de l'eau.

Les études des coûts des services de l'eau en Algérie sont rares et si elles existent, elles sont parcellaires. Le travail de recherche présenté dans cet article veut donner une réponse globale au vrai coût de l'eau et tend à produire les éléments de base pour une gestion durable. Cette étude vient combler ce besoin en prenant la ville de Souk-Ahras comme exemple. Dans cette étude nous avons trouvé que le coût réel des services de l'eau rapporté au mètre cube de ce dernier est de 228,5 DA. Ce prix inclus l'investissement, l'exploitation et la maintenance. Il est très loin du prix moyen appliqué actuellement qui est de 6.3 DA/m³.

MOTS CLES : Prix de l'eau ; coût des services d'eau ; gestion durable ; Souk-Ahras

Abstract

For the goal of long term development, the Dublin declaration (1992) indicates that water, which has several end uses, has an economic value and has to be recognized as such. By doing so we pave the way for an efficient use, an equitable distribution, preservation, and protection of the resource.

The limitations imposed by water problems, which is getting rarer, hamper Algeria's development. Whatever solution we propose to alter the unbalance between water offer and demand, it is imperative to give water its economic value and recognize the true components of water services costs.

Studies on water services in Algeria are rear and limited in their approach. This research work aims at providing a response to the total cost of water which will be used in any serious long term management of the resource. We found that the real cost of one cubic meter of produced water in Souk-Ahras amounts to 228, 5 DA. This includes infrastructure, operation and maintenance costs. It is too far from the average cost 6.3 DA/m³ being actually applied.

KEY WORDS: Water price, water services cost, water resources, Souk-Ahras

1. Introduction

L'eau a un rôle essentiel dans la satisfaction des besoins vitaux humains élémentaires comme la santé et l'alimentation. Pour avancer le développement et faire disparaître la pauvreté, les nations unies ont fixé, parmi les objectifs du millénaire à atteindre d'ici 2015, celui d'assurer la durabilité des ressources écologiques. L'annonce faite au sommet du développement durable de Johannesburg (26 août- 04 septembre 2002) de réduire de moitié la part de la population qui n'a pas accès à l'eau potable et à l'assainissement montre bien le défi auquel sont confrontés les gouvernements. On est en mi-chemin, et on est loin d'atteindre cet objectif.

Sur le plan mondiale et d'après le FAO (2000), les prélèvements sont en continuel croissance (Figure 1), alors que la disponibilité d'eau est en diminution surtout dans les pays en voie de développement, comme c'est le cas de l'Algérie (Figure 2).

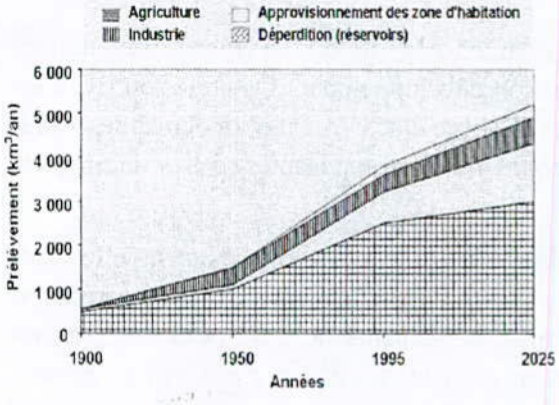


Figure 1 : Evolution prévue des prélèvements d'eau sur le plan mondial (FAO, 2000), Sources: Shikomanov (1999)

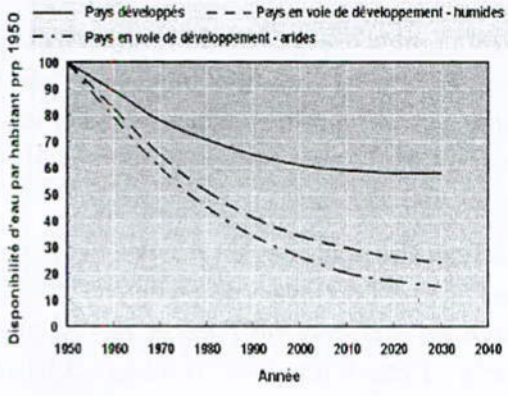


Figure 2 : Disponibilités d'eau au plan mondial (Banque Mondiale 2002)

Les ressources d'eau en Algérie, vont en se raréfiants alors que les besoins ne cessent d'augmenter. En effet les potentialités globales sont évaluées à 19,4 milliards de m³/an dont seulement 12 milliards sont mobilisables *(http://www.idrc.ca/uploads/user-S/10638220971Algeria-French.ppt.)* : 6,8 milliards au Nord (5 milliards de m³/an pour les eaux de surface et 1,8 milliard de m³/an pour les eaux souterraines) et 5,2 milliards de m³/an dans les régions sahariennes. Ces potentialités correspondent actuellement à un taux de 500 m³/hab./an qui, d'après des études prospectives, ne cessera de diminuer et qui ne couvre aujourd'hui que 67% de nos besoins. La ressource disponible devrait passer à 400 m³/hab./an à l'horizon 2020 ou elle sera de 3,6 milliards m³/an pour une population de 40 millions d'habitants (Bennaçar, 2005). Ce constat hydraulique situe l'Algérie dans la catégorie des pays pauvres en ressources hydriques comparativement au seuil de rareté fixé à 1000 m³/hab./an. En plus, l'Algérie a connu durant les 25 dernières années des périodes de sécheresse persistante, caractérisée par un déficit pluviométrique important.

L'eau est donc une ressource précieuse, il lui faut assurer une gestion dans un contexte de développement durable, économique et écologique. Il est clair que dans nos esprits l'eau ne doit plus être considérée comme "un bien du ciel", mais plutôt un bien économique, social, naturel, culturel, collectif, et patrimonial. Vecteur d'hygiène, de dignité, de socialisation,

l'eau constitue une des clefs de l'équilibre et du développement de la société de demain. Ce sont là les principes de base de la valeur de l'eau sans cesse réédités dans les différents forum mondiaux sur l'eau (Dublin, 1992 ; Agenda 21 (CNUED), 1992 ; La Haye, 2000 ; et Kyoto, 2003).

Plus exactement, la déclaration de Dublin sur l'eau dans une perspective de développement durable (1992) dit ce qui suit: "*Principe No. 4 - L'eau, utilisée à de multiples fins, a une valeur économique et devrait donc être reconnue comme bien économique. En vertu de ce principe il est primordial de reconnaître le droit fondamental de l'homme à une eau salubre et une hygiène adéquate pour un prix abordable. La valeur économique de l'eau a été longtemps méconnue, ce qui a conduit à gaspiller la ressource et à l'exploiter au mépris de l'environnement. Considérer l'eau comme un bien économique et la gérer en conséquence, c'est ouvrir la voie à une utilisation efficace et à une répartition équitable de cette ressource, à sa préservation et à sa protection.*"

L'ensemble des experts de l'eau s'accorde sur la nécessité de changer le contenu concret des politiques de l'eau. " « La gestion de l'eau » doit se transformer aujourd'hui en une «gestion durable de l'eau » et ce changement de forme implique au-delà de l'opportunisme politique, un changement de fond" (Meublat, 2001). Car, les politiques appliquées jusqu'à présent suivent la logique de l'ingénierie de la domestication des ressources en eau naturelles et adaptent, souvent, l'offre à la demande. Or, on ne saurait en outre oublier que l'eau est une ressource limitée dans le temps et l'espace, ce qui impose de tenir compte de la satisfaction des besoins, du mode de gestion, et des pratiques sociales et environnementales de l'eau (Bessedik, 2007).

Le travail de recherche présenté dans cet article donne une réponse, même partielle, à ce principe et tend à produire les éléments de base pour une gestion durable de l'eau.

Quelque soit la ou les solutions que l'on préconise pour remédier au déséquilibre entre l'offre et la demande, il faut donner à l'eau sa vraie valeur économique, et connaître les composantes réelles du prix des services de l'eau pour une meilleure gestion. Le coût total des services de l'eau comprend :

- Coût des investissements ;
- Coût de la maintenance ;
- Coût d'exploitation ;
- Coût lié à l'environnement.

On ne peut pas parler de coût de l'eau sans aborder sa relation étroite avec réglementation. L'Etat algérien reconnaît cette relation et le changement continuel de la réglementation pour s'adapter aux exigences d'une gestion durable en est la preuve. Les paragraphes suivants traitent l'aspect réglementation et les prix de l'eau en Algérie.

2. Réglementation Algérienne (loi n° 05-12 du 4 août 2005 relative à l'eau) :

Une nouvelle Loi a été promulguée en 2005 pour réglementer la gestion des ressources en eau. Les principaux textes qui organisent la gestion de l'eau sont les articles 2 et 3 dont lesquelles on définie les objectifs de l'utilisation et de gestion dans le cadre d'un développement durable afin d'assurer la distribution de l'eau en quantité suffisante et en qualité requise et de protéger les ressources.

Les principes sur lesquels se fondent l'utilisation, la gestion et le développement durable des ressources en eau sont : le droit d'accès à l'eau et à l'assainissement pour satisfaire les besoins fondamentaux de la population, la prise en compte des coûts réels des services d'approvisionnement en eau et des services de collecte et d'épuration des eaux usées à travers des systèmes tarifaires. La tarification des services de l'eau est régie par les articles 138 à l'article 154. Les systèmes de tarification des services de l'eau sont basés sur les principes d'équilibre financier, de solidarité sociale, d'incitation à l'économie d'eau et de protection de la qualité des ressources en eau.

La tarification du service public d'assainissement est fondée sur le principe de progressivité des tarifs selon les catégories d'usagers et les tranches de consommation d'eau correspondant au service public d'alimentation en eau potable et ce pour prendre en compte l'importance, la nature et la charge polluante des effluents déversés dans le réseau de collecte des eaux usées.

La réglementation algérienne régissant la gestion des ressources en eau contient la reconnaissance formelle du principe du coût réel de l'eau surtout dans son l'article 3. Toutefois, l'application de ce principe se voit contraindre par la loi elle-même. En effet, le coût administré est fixé par la loi ne couvre pas le coût de l'eau comme il sera démontré dans les sections suivantes. Ceci crée un difficile déséquilibre entre l'effectivité d'un droit fondamental et la réalité commerciale de la gestion de la ressource en eau.

Le principe de payement par tranches qui varie de 6 à 41 DA/m³ en Algérie, avec une moyenne nationale de 12 DA/m³, est toujours loin du coût réel. En effet, pour appliquer ce principe, le coût du m³ d'eau en France a passé de 271 à 300 DA de 1999 à 2006 (Agence de l'eau Rhône méditerranée, 2001). Tableau 1 montre quelques autres exemples du prix de l'eau appliqué dans certains pays développés :

Tableau 1. : Coût du m³ d'eau dans certains pays qui applique le principe de recouvrement total. (Données extraites du *Résumé du Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau. Watertech online, 2001.*)

Pays	Allemagne	Danemark	Belgique	Pays-Bas	U K	Italie	Finlande	Canada
Coût, DA	130	112	105	85	81	52	47	27

3. Principaux Guides de Tarification de l'Eau

Selon Davy. T (2000), les éléments clés à considérer dans la mise en œuvre de politiques de tarification conduisant à une gestion durable des ressources en eau sont les suivantes :

a. Améliorer la connaissance et l'information

Le développement de politiques de tarification de l'eau prenant en compte les aspects environnementaux et la protection de la ressource demande une base d'information et de connaissance solide. Estimer la demande en eau et les pollutions actuelles à des niveaux de désagrégation pertinents (bassin, sous bassin, masse d'eau), ou comprendre la relation entre prix de l'eau et demande en eau ou pollution produite, est en effet nécessaire au développement de tarifications incitatives. Des efforts sont également à faire pour rendre

opérationnelles et robustes les méthodes d'évaluation des coûts environnementaux et de la ressource.

b. Renforcer la cohérence des politiques de tarification de l'eau

Il est important de développer des politiques de tarifications de l'eau cohérentes :

(i) Au sein d'un même bassin hydrographique,

(ii) Entre les différents secteurs économiques (agriculture, industrie, ménages) ou

(iii) Entre les différents types de ressources en eau accessible par différents usages.

Pour limiter les problèmes socio-économiques associés, de tels changements devront être mis en œuvre d'une manière progressive, pour permettre aux secteurs économiques les plus affectés de s'adapter aux conditions nouvelles et minimiser ainsi les impacts négatifs associés. Aujourd'hui, fournir de l'eau à bas prix est souvent "justifié" par des raisons sociales et d'accès par tous à un service minimum. Dans des situations d'utilisation de la ressource en eau non durable, il est préférable de ne pas choisir des objectifs sociaux comme objectif principal d'une tarification de l'eau, mais de prendre en compte ces objectifs à travers des mesures d'accompagnements sociaux.

c. Intégrer la tarification dans le développement des plans de gestion

La tarification de l'eau n'est qu'un des instruments à mettre en œuvre pour atteindre les objectifs environnementaux qu'est le bon état des eaux pour toutes les masses d'eau d'un bassin hydrographique. L'enjeu est donc d'intégrer la tarification avec les autres mesures considérées dans le cadre des plans de gestion de bassins hydrographiques.

d. Renforcer la cohérence entre politiques de l'eau, tarification de l'eau et autres politiques sectorielles

Renforcer la cohérence entre politiques de tarification de l'eau et aides aux investissements, dans le cadre de l'utilisation de fonds structurels ou de cohésion, est également nécessaire. Il semble important que l'efficacité économique et les principes de protection de la ressource soient intégrés systématiquement dans les tarifications développées pour les projets liés au domaine de l'eau, financés par ces sources de financement.

L'expression " tarif de l'eau " ou " coût de l'eau " désigne le total des charges d'investissement et de l'exploitation (dépenses de fonctionnement, de maintenance, et d'amortissement) engendrées par les services d'eau potable et d'assainissement. Il inclus le réseau, le captage, le transport, le traitement, l'organisation du service, l'épuration, etc. Le système eau est composé de deux cycles distincts (Figure 3) :

- "Le grand cycle de l'eau" qui fait retomber sur terre, des quantités d'eau sous forme de précipitations, c'est le cycle de la ressource. Cette eau est par définition gratuite ;
- "Les petits cycles de l'eau" qui correspondent aux prélèvements d'eau effectués par l'homme sur le grand cycle de l'eau pour des fins domestiques, agricoles ou industrielles et de le restituer par la suite à la nature. Sa récupération, son traitement pour la mettre à même de satisfaire les besoins humains, son assainissement avant de la rejeter dans la nature ont un coût.

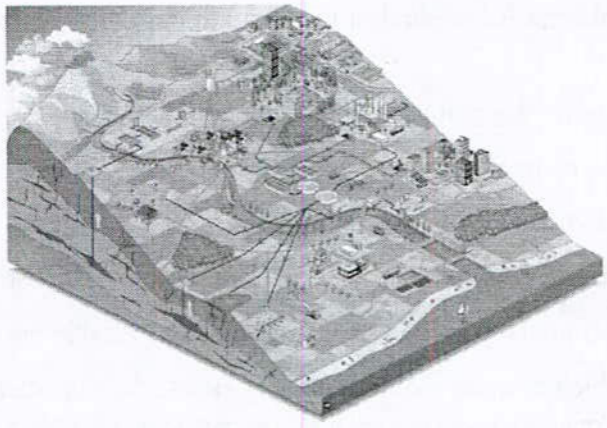


Figure 3 : Le petit Cycle de l'eau (http://www.veoliaeau.com)

4. Coût du petit cycle de l'eau – Cas de la ville de Souk-Ahras

Chaque étape du petit cycle de l'eau se caractérise par des équipements tels que stations de pompage, réseaux de canalisations, et sites de potabilisation et de dépollution qui ont des coûts de construction, d'exploitation et de maintenance. Les éléments du petit cycle de l'eau sont le captage, le traitement, le stockage et la distribution de l'eau potable, la collecte et l'épuration des eaux usées, et le rejet des eaux épurées. Tous passage d'une étape à l'autre invoque des coûts à payer. Pour connaître le coût réel du mètre cube d'eau il faut calculer les charges de chaque étape du petit cycle de l'eau. On a divisé le coût total en trois catégories distinctes : (i) la gestion, (ii) l'investissement, et (iii) la maintenance et l'exploitation. Tableau 3 ainsi que la Figure 5 montrent les différentes composantes du coût de l'eau à Souk-Ahras. Il est à noter que le coût de gestion inclus les frais administratifs, le personnel, et les différentes taxes (Tableau 3).

Une investigation approfondie des investissements en équipement du petit cycle de l'eau de la ville de Souk-Ahras a produit ce qui suit :

- Les ressources d'eau potable sont le barrage Ain Dalia (30 000 m³/jour) et les deux forages (13 000 m³/jour) soit un total de 43.000 m³/jour ou *15.695.000 m³/an.*
- Volume distribué annuel en considérant un taux de déperdition du réseau de 40% est de $Vd = Vp * 60\% = 9.417.000\ m^3$.
- Nombres d'abonnés (au 31-03-2007) : 29 877 abonnés.
- Le Barrage de AIN DALIA alimente plusieurs villes à la fois. 50% du volume produit est destiné pour les villes de OUANZA, AOUINETTE, OUM EL BOUGHI et AIN BAIDA, et 50% pour la ville de Souk-Ahras. Par conséquence, dans notre étude on a attribué à la ville de Souk-Ahras seulement 50% des charges d'investissements (barrage et station de traitement de Ain Dalia).
- 20 réservoirs de stockage d'une capacité de 400 à 5000 m^3 chacun.
- 03 stations de pompage.
- Le réseau d'AEP de la ville de Souk-Ahras a une longueur totale de 170 830 ml. Le réseau constitue le plus grand problème de la ville à savoir :
  - Il existe encore des conduites en amiante de ciment.
  - L'age vétuste d'une grande partie des conduites qui datent de l'époque coloniale (avant 1962).
  - Des branchements en plomb qui est actuellement interdit pour la consommation humaine.

Un grand programme de rénovation des conduites est actuellement en cours. Le Tableau 02 montre le programme actuel de renouvellement des conduites en PEHD.

- Le réseau d'assainissement a une longueur totale de 237.118 ml (Figure 4) et est connecté à une station d'épuration de 150 000 équivalent habitant.

Tableau 2 : Récapitule et présente les différents coûts d'investissements liés à l'eau.

Tableau 2 : Les renouvellements des conduites d'AEP en PEHD année 2007 (cadre de PCD) :

N°	Intitulé de l'opération (Rénovation des réseaux d'AEP pour :)	Montant (DA)	Consistance physique	
			Diamètre (mm)	Longueur (ml)
01	Cité Hrireche A/Latif + Rue O A/ Rehmane	1.000.000	63 90	150 600
02	Rue Victor Hugo	1.500.000	63 90	50 200
03	Boulevard MESSAADIA	750.000	200	90
04	Rue Atarsia Laarbi	2.200.000	63 90	240 180
05	Cité 418 logements	4.200.000	90 110 125	300 300 650
06	RN 16	1.500.000	90 125	100 350
07	Cité BARAL Salah RHP. 200 Logements	5.950.000	90 125	1 425 550
08	Cité BARAL Salah RHP. 132 Logements	4.500.000	63 90 110	500 437 295
09	Cité 57 logements RHP Fatouma Souda	1.400.000	63 90	66 107
10	Centre Ville	3.000.000	90 125	720 130
Total		**26.000.000**	Différents Ø	7 440

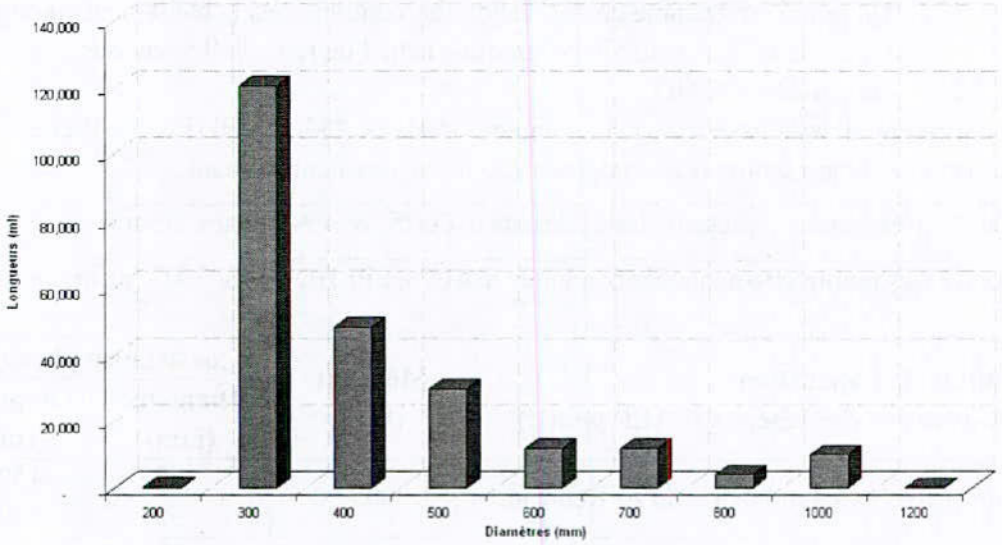


Figure 4 : Longueur des canalisations d'assainissement en fonction du diamètre dans la ville de Souk-Ahras

La troisième composante du coût total de l'eau inclus le coût d'exploitation et de maintenance. La maintenance est définie comme l'ensemble de toutes les actions techniques, administratives, et de management durant le cycle de la vie d'un bien, destinées à le maintenir ou à le rétablir dans un état dans lequel il peut accomplir la fonction requise. Depuis 40 ans (de 1956 à 1996) en Europe et en Amérique du Nord, les statistiques montrent que pour chaque dollar dépensé dans le domaine de l'eau, 40 % est alloué aux investissements alors que 60 % est attribué à la Maintenance et l'exploitation. Le calcul du coût de l'exploitation et de la maintenance dans cette étude sera calculé sur cette base. Une discussion sur le coût actuel en Algérie et son impact sera traitée dans les sections ultérieures. Les coûts d'exploitation et de maintenance sont présentés dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Coût total des services de l'eau cas ville de Souk-Ahras

N°	Désignation				Coût annuel
01	**Coût de la gestion** (Source : ADE Souk-Ahras, 2007)				183.061.332,00
02	**Investissements** (DHW ,2007)	**Quantité**	**Durée de vie[1]**		787.489.267,20
			Basse	**Haute**	
	Captage : Barrage Ain Dalia	01	80	100	
	Station de traitement	01	20	30	
	Station de pompage	03	20	30	
	Forage	02	20	50	
	Stockage « réservoirs »	20	50	80	
	Réseau d'AEP (ml)	170 830	50	80	
	Réseau de collecte des eaux usées	237.118	60	80	
	Station d'épuration	01	20	30	
03	**Maintenance et exploitation**				1.181.233.900,80
TOTAL					**2.151.784.500,00**
Avec le volume annuel distribué de 9.417.000 m³, le coût (en DA) d'un m³ d'eau est de					**228.5**

[1] : Durée de vie des infrastructures (Ernst & Young, 2004)

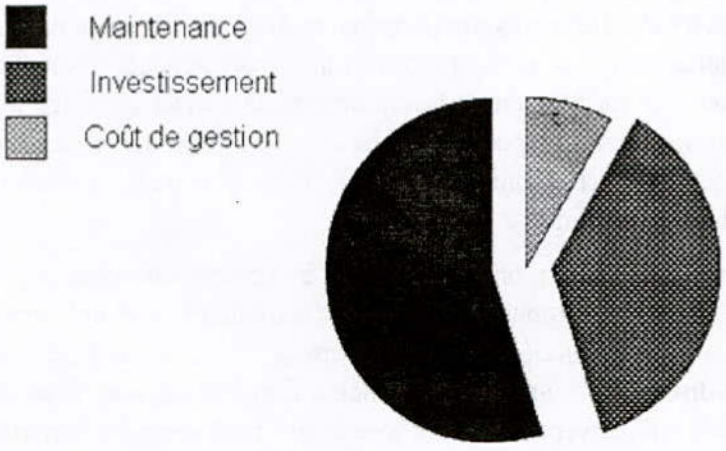


Figure 5 : Distribution des coûts du petit cycle de l'eau à Souk-Ahras

D'après le Tableau 3, le coût total de l'eau rapporté au mètre cube d'eau à Souk-Ahras est de 228,5 DA. Le prix de vente moyen d'eau à Souk-Ahras est de 6.3 DA/m^3. Il est clair qu'il existe une gamme très important entre le coût des services de l'eau et le prix de vente de celle-ci. L'efficacité des intervenants (ADE, ONA, ANBT, AHRH, etc.) se juge généralement sur deux critères: coût et qualité de service à long terme. Si l'intervenant fournit un bon service (coût et qualité), on voudra ensuite s'assurer de la continuité de ce dernier à long terme. Cela ne pourra être le cas si l'intervenant concerné n'a pas les ressources financière qui couvrent les champs de son intervention. Hélas, ceci n'est pas le cas aujourd'hui en Algérie, par conséquence nos interventions ne sont pas durables. Voici quelques-unes des conséquences qui affecteront les services des eaux si les intervenants ne recouvrent pas le coût total de leurs interventions:

- Les intervenants ne pourront pas équilibrer leurs budgets et seront sans cesse endettées.
- Ils n'auront pas les moyens d'attirer une main d'œuvre qualifiée et concurrentielle.
- Ils ne peuvent pas s'investir dans le développement et la recherche (idées, nouvelles technologies plus performantes, etc.) et continueront à dépendre totalement sur l'étranger.
- Ils ne peuvent pas fournir un service de qualité ni d'améliorer celle-ci.
- La quantité d'eau fournie baisse et devient le privilège des communautés les plus fortunées. Les pauvres sont souvent négligés.
- Le risque accru de contamination écologique dû à des pratiques d'extraction, de distribution et d'évacuation qui peuvent être économiques au détriment de l'environnement.
- L'absence d'incitant pour l'utilisateur qui gaspille alors des ressources en eau rare qui ne coûte pas cher.

5. Autre coût qui ne sont pas pris en compte dans cette étude

La gestion de l'eau doit s'appuyer sur le principe de "développement durable", d'où la nécessité d'une gestion prudente, rationnelle et intégrée incluant touts les intervenants. Par exemple, l'évaluation des dommages dus à la dégradation de la qualité de l'eau est essentielle dans l'analyse avantage/coûts des interventions pour améliorer la qualité des

services d'eau potable et d'assainissement. Les bénéfices étant appréhendés en termes de dommages évités par les programmes d'intervention. On admet en général que l'observation de certaines règles d'hygiène réduit la morbidité dans une proportion de 20 à 30% (Esrey et al., 1991). Les coûts des pertes en matière de vie humaine et santé sont celles liées aux hospitalisations, aux consultations et aux médicaments nécessaires pour soigner les malades et aux pertes humaines. Les journées de travail pour les personnes adultes affectées, les journées perdues pour les enfants en bas âge de scolarisation doivent être également comptabilisées (Bedrani et al, 2005). Ces coûts ne sont, malheureusement, pas pris en compte dans cette étude.

Les prix des services de l'eau prennent rarement en compte les coûts environnementaux et sociaux. Les dommages environnementaux sont internalisés essentiellement sous forme de taxe ou de redevance de prélèvement et de rejet. Ces redevances visent à protéger l'environnement directement, par leur effet incitatif, et leur objectif étant alors de créer des recettes financières qui peuvent être à leur tour utilisé pour protéger l'environnement.

Il faut aussi ajouter les principaux coûts sociaux liés à des travaux de réparations sur les équipement du petit cycle liés aux effets indirects suivants : dommages et dérangements dans la vie des usagers, manque à gagner des commerçants, pertes d'eau, risque de contamination et santé publique, et gène de la circulation.

Ce travail de recherche envisage dans le futur d'évaluer certains de ces coûts, surtout les plus importants, au niveau local et national pour arriver à cerner le vrai coût des services de l'eau en Algérie.

6. Conclusions

- Il est clair qu'il ne peut y avoir de développement durable sans la maîtrise de la ressource en eau particulièrement pour les pays arides et semi arides. L'eau a une valeur économique et devrait donc être reconnue, d'une manière pratique, comme bien économique comme l'est explicitement reconnu dans réglementation Algérienne.
- Le mode actuel de tarification et de financement du petit cycle de l'eau ne recouvre pas le coût total de l'eau et engendre une gestion non durable.
- Le coût réel de l'eau de la ville de Souk-Ahras s'élève à 228,5 DA/m^3, alors que le prix de vente moyen actuel n'est que de 6,30 DA/m^3.

7. Bibliographie

[1.] Bedrani. S, Khelladi. M, Hadji. T, 2005 "***Evaluation économique des impacts de l'amélioration de l'accès à l'eau potable et à l'assainissement des populations en Algérie***". Seminaire International NALASEE, Brcko, Bosnie Herzegovina.

[2.] Bennaçar. N, 2005 : " *Le droit d'accès à l'eau potable en Algérie*" ACME, Conseil Européen du Droit de l'Environnement, Académie de l'eau, Le Droit a l'Eau en Afrique et Europe. p 133 – 149.

[3.] Bessedik. M, 2007: " Vers une gestion durable de l'eau dans les villes algériennes" Gestion de la demande en eau en Méditerranée progrès et politiques ZARAGOZA, 19-21/03/2007, p 02.

[4.] Benyada. L, et Kettab. A, 2005: "Problématique de l'eau en Algérie : Nécessité d'une gestion intégrée de la ressource en eau dans la perspective d'un développement durable " De l'eau pour un développement durable dans le bassin méditerranéen :

Congrès international, Alger, 21-22-23 mai 2005. Egalement disponible dans l'AJOT (Algerian Journal of Technologie), numéro hors série N° 2.

[5.] Davy. T, 2000 : " Le prix de l'eau en Europe: état des lieux et mise en perspective au travers de la directive cadre sur l'eau " (Commission Européenne DG ENV).

[6.] Ernst & Young, 2004 " Etude relative au calcul de la récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau pour les districts hydrographiques français ou parties des districts internationaux en application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 "MEDD-DE, p 37 - 42.

[7.] ISTED, 2003 " Système d'information géographique et gestion durable de l'eau." 3éme Forum Mondiale de l'Eau, Kyoto.

[8.] Meublat. G. 2001: "Les agences des bassins", Revue Tiers Mondes, N° 166.

DECENTRALISATION DE LA GESTION DE L'EAU D'IRRIGATION EN TUNISIE : ANALYSE DES DROITS DE PROPRIETE TRANSFERES

IRRIGATION WATER MANAGEMENT DECENTRALISATION IN TUNISIA: ANALYSIS OF TRANSFERRED PROPERTY RIGHTS

Aymen FRIJA *[1], Ali CHEBIL [2], Guido VAN HUYLENBROECK [1]

[1] Département d'Economie Agricole. Université de Gand Coupure. Links 653, 9000 Gand. Belgique
Email : Guido.VanHuylenbroeck@UGent.be, frijaaymen@hotmail.com
[2] Institut National de Recherches en Génie Rural, Eaux et Forets (INRGREF)
B.P. 10 - 2080 Ariana, Tunisie
Tél. : +216 71 / 719 630 ; Fax : +216 71 / 717 951 ; Email: chebil.ali@iresa.agrinet.tn

Résumé

Le processus de décentralisation de la gestion de l'eau d'irrigation connait une étendue particulière en Tunisie et a été initié et soutenus par l'Etat. Actuellement le nombre des GIC (Groupement d'intérêt collectif : Associations d'usagers de l'eau d'irrigation) s'est multiplié plusieurs fois depuis leur création. Selon une dernière décision politique, le transfert de la gestion des totalités des Périmètres Publics Irrigués (PPI) aux GIC doit se faire d'ici la fin de 2007. Certes, en 2003, uniquement 27% des GIC arrivent à couvrir la totalité de leurs frais d'exploitation et d'entretien alors que 28% de ceux-ci couvrent moins de 50% de ces frais (Al Atiri, 2003) et demeurent assez subventionnés par l'Etat. Dans cet article on aborde cette problématique de son coté institutionnel relatif au droits de propriété. En effet, la liste des droits transférés en Tunisie, dans le cadre de ce processus de décentralisation de la gestion d'irrigation, ainsi que leur caractérisation par un ensemble de critères descriptifs particuliers sont fournis dans cette étude. Les résultats ont montré que les droits transférés sont assez complets et satisfaisants en les comparants avec les normes requises pour le succès d'un tel processus. Certes, le droit d'usage des agriculteurs reste assez restrictif (non durable, non échangeable, non stable) et non incitatif pour les irrigants. En plus, il s'avère que les problèmes liés à la gestion collective de l'irrigation observés actuellement en Tunisie reviennent à une mauvaise perception et compréhension de ces droits plutôt qu'à un manque de droits. Cette mauvaise perception est induite par quelques défaillances d'ordre technique mais aussi d'ordre organisationnel (au sein des GIC) en plus de certaines ambigüités concernant l'intervention de l'Etat.

Mots clés : Décentralisation, droits de propriété, GIC, Tunisie.

Abstract

The process of decentralization in irrigation water management knows a particular extent in Tunisia and was initiated and supported by the State. The number of GIC (Groupement d'intérêt collectif: equivalent of Water Users Association) was doubled many ways until their creation. The transfer of the totality of public irrigated areas to GIC was planned for the end of

[1] * Corresponding Author

2007. However, in 2005, only 27% of GIC succeeds to cover the totality of their operation and maintenance costs, 28% of them covers less then 50% of those costs (Al Atiri, 2003) and still subsidized by the state. In this paper, we try to approach this problematic from his institutional side related to property rights. In fact, the list of rights transferred in the framework of irrigation management decentralization as well as the descriptive characterization of those rights will be presented in this work. Some property right attributes from recent literature are then used for this purpose. Result shows that the rights bundle transferred in Tunisia was rather satisfying and complete compared with other similar successful experiences. However, the farmer's water usage right remains rather restrictive (non-durable, non-tradable and non-stable) and non-inciting. Moreover, the study proves that the problems related to the collective irrigation management currently observed in Tunisia are caused by a wrong perception and comprehension of these rights rather than to a lack of rights. This perception is caused also by some technical and organizational failures in addition to certain ambiguities concerning the State intervention.

Key words: Decentralization, Property rights, GIC, Tunisia.

1. Introduction

Les larges difficultés fiscales connues par les différents pays en voie de développement dans les secteurs d'irrigation, ainsi que l'inhabilité de collecte des frais suffisants et raisonnables liées à l'utilisation agricole de cette ressource, ont menés plusieurs gouvernements à travers le monde à adopter une politique de décentralisation des activités de gestion de l'eau d'irrigation. Plusieurs pays ont développés des politiques en faveur des Associations d'usagers. Cette politique était également supportée par les ''Plans d'Ajustement Structurels'' établis et instaurés par les institutions de *Breton Wood* au début des années 80. Il était estimé que la décentralisation pourrait augmenter la participation des usagers dans la prise de décision ainsi que dans les investissements, ce qui améliorerait les incitations de gestion, le contrôle, la productivité agricole et économique ainsi que le recouvrement des coûts (World Bank, 1993).

La décentralisation peut être aussi perçue comme un changement (relativement différent selon les cas et les expériences) du mode de gouvernance bureaucratique central où les agences de l'Etat gèrent tous les axes liés à la ressource en eau, vers une gouvernance locale basée sur les incitations des usagers. Ce changement inclut les efforts d'organisation des usagers en associations spécialisées, la formation des nouveaux gestionnaires, les efforts d'améliorations structurelles et techniques des réseaux d'irrigation, ainsi que l'adaptation juridique et la négociation des contrats à mettre en œuvre pour diviser et préciser les responsabilités de différents acteurs.

La théorie de la décentralisation est axée sur le fait que les utilisateurs locaux, devenant autorisés, comme étant un groupe commun d'usagers, de prendre plein pouvoir sur la gestion des ressources, possèdent plus d'incitations pour la gérer efficacement et de manière plus soutenable que les agences centrales de l'Etat. La littérature économique parlant de cette théorie ainsi que de ses hypothèses est très vaste (voir les travaux de Baland *and* Platteau, 1996 ; Ostrom, 1990 ; Wade, 1988 ; etc.). En effet, ce processus de décentralisation suppose l'existence de certaines conditions préalables dont l'existence d'une capacité locale de gestion

autonome suffisante ainsi qu'un cadre institutionnel de régulation assez effectif et précis. De même, ce transfert des tâches de gestion de l'eau d'irrigation à partir des agences de l'Etat vers un niveau collectif commun et local est nécessairement suivi d'un changement dans le système des droits de propriété (DP) liés à la ressource physique et/ou aux biens et services liés à cette ressource. En effet, le concept de DP est un élément central dans la théorie de la gestion des ressources naturelles. La fonction des DP serait de fournir aux individus des incitations à créer et à valoriser des actifs. La définition et la précision des DP individuels doit permettre de parvenir à une situation d'allocation optimale des ressources et à internaliser les effets externes (Coase, 1960).

En Tunisie, la volonté publique de décentralisation des activités de gestion de l'eau d'irrigation s'est manifestée depuis la fin des années 80. Cette volonté s'est concrétisée par la création des Groupements d'Intérêts Collectifs (GIC : associations d'usagers de l'eau d'irrigation). Le nombre de celles-ci s'est multiplié plusieurs fois depuis leur création. Selon une dernière décision politique, le transfert de la gestion de la totalité des périmètres publiques irrigués (PPI) aux GIC doit se faire d'ici la fin de 2007. Certes, en 2003, uniquement 27% des GIC arrivent à couvrir la totalité de leurs frais d'exploitation et d'entretien alors que 28% de ceux-ci couvrent moins de 50% de ces frais (Al Atiri, 2003) et demeurent assez subventionnés par l'Etat. Dans cet article on essaye d'aborder cette problématique de son coté institutionnel relatif aux DP qu'on suppose, en plus d'autres facteurs surtout d'ordre organisationnel et technique, à l'origine de la faible performance observée du processus de décentralisation en général et des GIC en particulier.

Notre objectif est ainsi d'analyser et de caractériser, de manière descriptive, les DP de l'eau d'irrigation ainsi que des biens et services liés à l'eau dans les PPI Tunisiens gérés de manière commune (par les associations d'usagers)[2]. Ce type d'analyse descriptive serait nécessaire et primordiale pour aborder les questions de performance et d'efficacité actuelles des institutions d'irrigation et pour envisager des alternatives potentiellement plus performantes. Les droits potentiellement défaillants peuvent alors être intégrés dans d'autres méthodologies et outils de recherche afin d'évaluer quantitativement leurs effets sur l'efficacité globale du système institutionnel actuel.

Le reste de l'article serait organisé comme suit : dans une première partie théorique on va présenter une brève revue de littérature concernant les concepts de DP et de décentralisation, ainsi que leurs effets sur la gestion des ressources. La deuxième partie contient une présentation de la méthodologie d'analyse descriptive des DP. La troisième partie décrit les DP de l'eau dans les PPI Tunisiens ainsi que les DP des biens et services liés à la gestion de l'eau d'irrigation de manière générale, et ce dans le cadre du processus de décentralisation. Finalement, on conclut par une critique des droits qui peuvent être considérés comme les facteurs de faibles performances du processus de décentralisation actuel en Tunisie, tout en ajoutant quelques recommandations.

[2] En parlant de Périmètre irrigués, on fait automatiquement référence au périmètres Tunisiens gérés de manière commune par les Groupement d'Intérêts Collectifs qui constituent l'objet de notre étude.

2. Revue de littérature

La théorie des DP (Alchian *et* Demsetz, 1972 ; Demsetz, 1967) part du postulat que tout échange entre agents correspond (dans un sens plus large que le sens juridique) à un échange de DP sur des objets[3]. Les DP sont considérés selon la définition du "*Common Law*", comme des relations sociales à propos d'un objet et non comme des relations homme - objet. Selon Eggertsson (1990), les DP incluent trois types de droits : le droit d'utiliser un objet, le droit d'obtenir des bénéfices à partir d'un objet et le droit d'aliéner ou de vendre cet objet. Pour lui, les DP sont à la base des conceptions sociales, mais dans le but de garder un effet sur le comportement humain, ils doivent être applicables[4] à travers des sanctions.

Les droits de l'eau d'irrigation peuvent appartenir à l'un et/ou l'autre de ces trois types mentionnés par Eggertsson. Ceux-ci peuvent être alors définis comme étant les cadres institutionnels qui définissent et structurent l'accès et l'usage de l'eau. Ils peuvent, en effet, être sous forme informelle implicite encastré dans les pratiques locales, ou aussi sous forme soigneusement explicitée dans les législations et les permis formels. Ces droits peuvent être tenus par des individus, par des groupes d'individus ou par d'autres entités (telles que les administrations publiques ou les organisations environnementales, etc.). Ils peuvent varier entre le court et le long terme selon la disponibilité de la ressource. Ils peuvent être échangeables ou non et sont typiquement accompagnés par des fonctions et des responsabilités (Bruns, 2003).

a. Relation entre décentralisation, droits de propriété et gestion efficace des ressources

Pendant très longtemps, il était connu que sous un certain nombre de conditions bien définies, l'attribution de DP n'affecte pas l'allocation finale des biens entre les acteurs rationnels (voir Calabresi et Melamed., 1972 ; Landes et Posner., 1987 ; Posner., 1992). Cependant, avec l'apparition de la théorie des jeux et l'émergence des divers concepts et hypothèses de la Nouvelle Economie Institutionnelle (NEI), principalement celui des coûts de transaction, la question des DP retient à nouveau l'attention des économistes, en particulier celle des économistes de développement[5] (Platteau, 2003). Plusieurs études (Coase,[6] 1960 ; Levy et Friedmann, 1994), ont ainsi explorées de nouveau la relation entre DP et allocation économique des biens et des ressources naturelles. Ces études confirment que les modes des

[3] Cette définition correspond à celle du "common law" qui considère les "Property Rights" comme des relations entre les personnes au sujet des choses ce qui est différent de la définition de pleine propriété (usus + fructus + abusus). Selon Fisher (1923), "a property right is the liberty or permit to enjoy benefits of wealth while assuming the costs which those benefits entail". "property right are not physical things or events, but are abstract social relations. A property right is not a thing" (Irving Fisher, 1923, p. 27, cité dans Pejovich, 1997).

[4] Traduction du terme anglais "Enforceable" qui veut dire : exécution et mise en vigueur.

[5] Certains de ces économistes considèrent, par exemple, toute forme collective de propriété foncière comme un symptôme clef de retard de développement alors que la propriété privée complète était le signe indubitable d'un degré élevé de civilisation (pour plus de détaille voir Platteau, 1978, 1983)

[6] « Dans un monde sans coût de transaction, l'allocation des droits de propriété se fera automatiquement de manière optimale, par le jeu des échanges et des marchandages auxquels les agents procèdent, et ceci quelque soit la répartition initiale de ces droits ». Ronald Coase. (1960). The Problem of Social Cost.
Dans cette perspective, le concept de droits de propriété est étroitement lié à l'analyse des externalités et des coûts de transaction. En effet, selon le théorème de Coase, le problème posé par les externalités telles celles qu'engendre la pollution peut être résolu de façon efficiente en organisant un marché où s'échangent des droits concernant la ressource concernée.

DP affectent la valeur de la ressource et son allocation entre les différents acteurs (Levy et Friedman, 1994 ; Runge C.F, 1986 ; Platteau, 2000, 2003). Plusieurs problèmes actuels de gestion de l'eau d'irrigation, par exemple, dans la majorité des pays en voie de développement sont liés à une structure institutionnelle inefficiente des DP (Herrera, 2005).

En effet, ces régimes de DP déterminent le mode d'arrangement institutionnel relatif à l'allocation, et plus particulièrement à la ''réallocation'' de l'eau (Meinzen-Dick and Rosegrant., 1997). Ces arrangements peuvent être classés en trois groupes, à savoir : les allocations par les usagers, les allocations par l'intermédiaire des agences de l'eau et les allocations basées sur les marchés (Bruns, 2003). Ainsi, les résultats finaux quant à l'efficacité d'un mode d'allocation donné par rapport à l'autre seraient, en partie, liés à la structure initiale des DP.

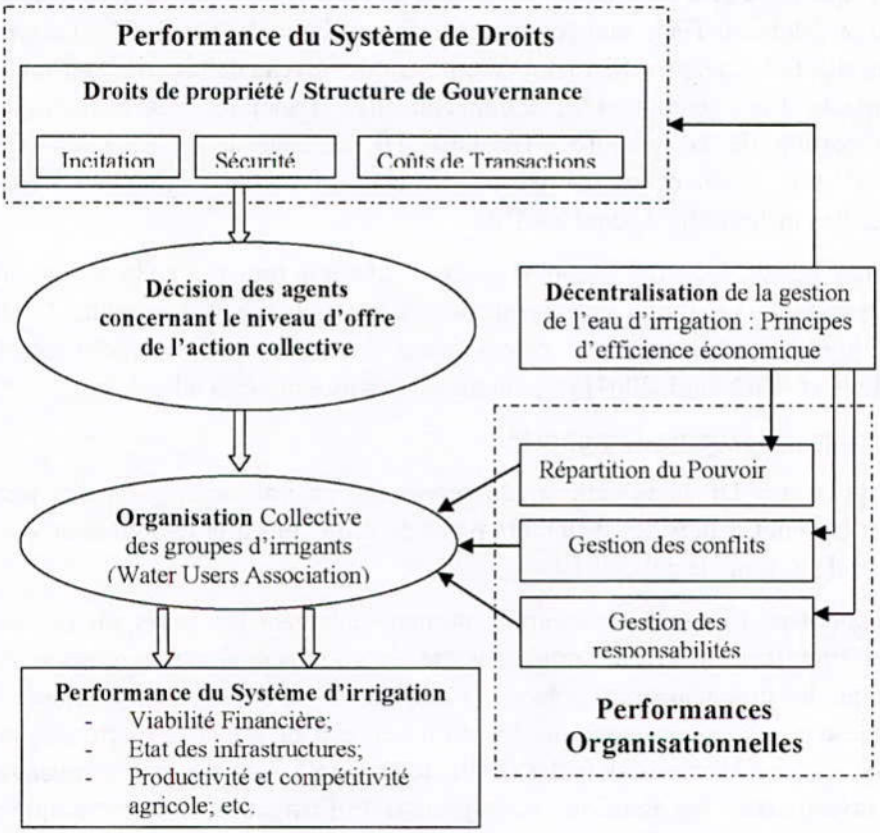


Figure 1 : Base théorique de l'analyse institutionnelle des performances des systèmes d'irrigation.

Les études des systèmes gérés par la participation[7] des exploitants montrent qu'une forte participation des irrigants dans les activités de gestion de l'irrigation aide à assurer une durabilité des systèmes d'irrigation (Vermillion, 1997b, Svendsen, 1992, etc.) à travers (1) la réduction des conflits à propos de la ressource, (3) l'amélioration de la maintenance du système d'irrigation, (4) l'amélioration de la productivité agricole, etc. Cependant, des conditions sont

[7] Le principe de participation des usagers constitue la base du processus de décentralisation. La décentralisation est une réforme (modification) de la structure de gouvernance globale.

essentielles pour n'importe quel programme de transfert et de participation qui veut produire une amélioration durable des performances de l'irrigation (Vermillion, 1997a). Ceux-ci comptent (1) des DP, légaux et reconnus, investis en faveurs des associations d'usagers, (2) des services d'irrigation convenables et réglementés par des contrats efficaces entre les divers acteurs, (3) un équilibre entre les responsabilités et les autorités transférées, (4) transfert d'une responsabilité de gestion intégrée qui comporte la gestion financière, technique (exploitation et entretien) et sociale (résolution des conflits, etc.) et (5) des incitations et des sanctions organisationnelles adéquates qui doivent être proportionnelles avec n'importe quel niveau de contrôle de la gestion.

Les DP individuels bien définis et consolidés sont donc parmis les facteurs de motivation les plus importants qui invoquent cette action collective lors d'un processus de décentralisation de l'eau d'irrigation (Meinzen-Dick. and Knox, 1999 ; Vermillion, 1997b, 1999). Le type et les caractéristiques des DP acquis par l'irrigant déterminent le niveau de sécurité et d'incitation et par suite le niveau d'investissement en action collective, l'adoption des technologies et la qualité de la gestion de la ressource. De plus, DP et coût de transactions (CT) sont indissociables (North, 1990) et la maitrise de ces coûts nécessite toujours une conception adéquate des cadres institutionnels dont les DP.

Plusieurs programmes de décentralisation se concentrent sur le transfert de la responsabilité de gestion sans transférer les droits correspondants à la ressource (Groenfeldt, 1997). Ceci implique alors la création des situations de manque d'incitation et de manque d'autorité pour les usagers (Meinzen-Dick et al, 2004) et peut mener ces programmes à l'échec.

b. Analyse descriptive des droits de propriété

L'étude descriptive des DP dans cette étude se résume en une description des principaux caractéristiques et bénéficiaires des différents types de droits liés à la ressource en eau et aux biens et services de gestion de celle-ci.

En effet, les expériences passées ont montré que non seulement les droits sur la ''ressource physique'' qui importent lors d'un processus de décentralisation de la gestion de l'eau d'irrigation et que les droits annexes en biens et services liés à l'activité de gestion collective de la ressource sont aussi importants que les droits en eau ou en infrastructure. Vermillion (1999 ; 1997b) résume ''les types clefs des droits de propriété'' qui doivent normalement être considérés et investis dans les associations de gestion de l'irrigation. Il suppose que plus on transfert ces droits vers les associations d'usagers, plus le processus de décentralisation serait réussit. On catégorise ces droits sous deux sous-ensembles qui peuvent être :

- DP de l'eau et des bien et services liés à l'utilisation de l'eau : Ils englobent le droit d'eau, le droit de choisir les cultures et les techniques culturales, le droit de protéger contre les conversions des terres[8] (en usages non agricole), le droit d'usage de l'infrastructure, le droit de mobiliser et de gérer les ressources financières, etc.

[8] Les terres irriguées constituent la principale source du revenu des agriculteurs, ainsi que du financement de l'association d'usagers, du recouvrement des coûts etc. Ce droit vient aussi dans un contexte de sécurité et d'incitations nécessaires pour faire, par exemple, des investissements de long terme sur ces terres en question.

- DP liés aux aspects organisationnels : Ils englobent le droit d'auto-détermination de l'organisation interne, le droit d'adhésion à l'association d'usagers, le droit de sélectionner les fournisseurs de services (privés), le droit de fourniture d'autres services sociaux, etc.

Ces droits ne sont pas toujours identiques. Ils peuvent être décrits par un ensemble de critères qui paraissent simple et subtiles mais dont les implications sont importantes et doivent être prises en considération par les décideurs politiques et les planificateurs. Les principaux critères sont : l'exclusivité, la transmissibilité, l'échelle d'appropriation (association, Etat, etc.), la durée, la reconnaissance (par l'institution responsable des allocations : exemple des droits traditionnels et historiques), etc. (Scott., 1988 ; Scott and Coustalin, 1995 ; Vermillion, 1999). Ces détailles concernent les caractéristiques et les attributs spécifiques des droits liés à la gestion de l'irrigation ''constituent les éléments les plus substantifs et les plus importants qui doivent être étudiés, négociés et résolus lors d'un programme donné de transfert de gestion de l'irrigation'' (Vermillion, 1999). Les résultats de tels programmes seraient ainsi différents selon le ''niveau de définition'' des attributs et caractéristiques des droits transférés.

3. Décentralisation de la gestion de l'eau d'irrigation en Tunisie

a. Conception et évolution du processus de décentralisation

La volonté publique de décentralisation des activités de gestion de l'eau d'irrigation s'est manifestée depuis la fin des années 80. La dissolution de « l'Office de Développement de la Basse Vallée de Medjerda et des Périmètres Publics Irrigués » et le renforcement de l'autorité des Commisariats Régionaux au Développement Agricole (CRDAs) dans le processus de développement de l'irrigation régionale, étaient parmi les premières actions les plus importantes entretenues dans ce sens. La révision de la majorité des textes législatifs et des lois liées à la gestion associative de cette ressource, à partir de cette date, était aussi un élément important translatant la volonté de l'Etat à réussir ce processus. D'autres actions (assistance technique, formation de personnels, etc.), liées à ce concept de décentralisation, ont été aussi adoptées et implantées afin de renforcer la capacité des acteurs au niveau local. L'Etat continue à concrétiser sa volonté de réussir et de favoriser ce processus. Une nouvelle décision politique indique que le transfert de la gestion de la totalité des PPI aux GIC doit se faire d'ici la fin de 2007 (Al Atiri, 2005).

La division des tâches de gestion était cadrée par un processus juridique[9] et organisationnel global favorable afin d'aboutir à une définition claire des responsabilités. En effet, les responsabilités de chaque acteur ont été concrétisées et matérialisées par des contrats spécifiques. Un Contrat d'Abonnement précise la relation entre les GIC et les usagers en fixant les caractéristiques techniques et les tarifs d'usage de l'eau. Un Contrat de Gérance se fait entre

[9] La gestion collective de l'eau dans les périmètres irrigués gérés de manière commune (par les GIC) est principalement cadrée par le code des eaux. L'article 154 du code des eaux (modifié par la loi n°87-35 du 6 Juillet 1987) stipule que les GIC sont dotés de personnalité civile. Leur organisation, mode de constitution et fonctionnement sont respectivement gouvernés par les décrets n° 87-1261 du 27 octobre 1987 et n° 87-1262 du 27 octobre 1987. Ils peuvent être crées soit a la demande des usagers soit a l'initiative de l'administration. Elles intéressent l'exploitation des périmètres irrigués, des systèmes d'eau potable, des zones d'assainissement ou de drainage ou d'assèchement créés ou à créer par l'Etat ou par tout autres organismes publics ou parapublics.

les GIC et les CRDAs précisant le partage de responsabilités entre ces deux acteurs locaux en termes de projets d'extension et d'infrastructure. Finalement, des Contrats de Maintenance peuvent toujours se faire entre les GIC et des sociétés privées pour effectuer des tâches d'entretient et de maintenance.

Le nombre des GIC (y compris les GIC d'Alimentation en Eau Potable) a passé d'une centaine en 1987 à plus de 2600 en 2001. Entre 1993 et 2001 le nombre des GIC des PPI a plus que doublé. Les recettes des GIC proviennent essentiellement de la cotisation des adhérents, de la vente de l'eau ainsi que des éventuelles subventions de l'association. Selon les évaluations du Ministère de l'Agriculture et des Ressources Hydrauliques (MARH), ces recettes ont permis aux GIC de couvrir la totalité des salaires de leurs employés en plus des frais d'énergie. Concernant les autres frais d'exploitation et d'entretien, uniquement 27% des GIC arrivent à les couvrir en totalité et par conséquent forment des GIC autonomes. En revanche 28% des GIC couvrent moins de 50% de ces frais (Al Atiri., 2003), ce qui signifie que les interventions du gouvernement restent assez lourdes (Treyer, 2001).

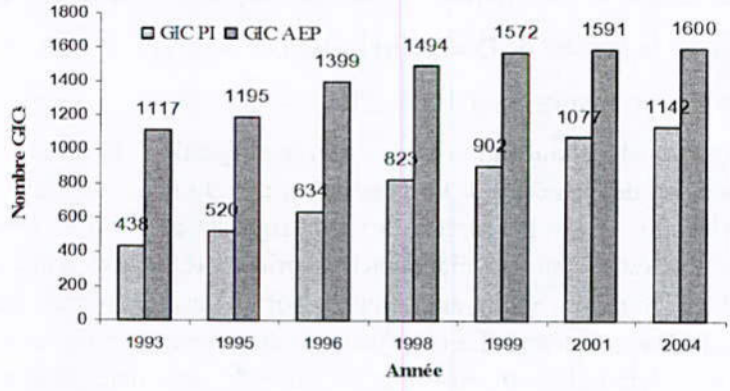


Figure 2 : Evolution du nombre des GIC entre 1993 et 2001. (Al Atiri., 2005).

b. Les acteurs

Les acteurs intervenants dans la gestion de l'eau d'irrigation au niveau des PPI tunisiens, gérés de manière commune, peuvent être résumés principalement aux administrations centrales et régionales (représentant l'Etat) ; les GIC : Groupements d'irrigants gérant l'eau de manière commune et organisés en associations locales ; et les agriculteurs. Ces trois acteurs correspondent à trois niveaux d'hiérarchie différents à savoir le niveau public, commun et individuel. Les droits correspondants ces acteurs, en un moment donné, peuvent être emboités[10] et superposés. Par exemple, en même temps, la propriété de l'eau peut revenir à l'Etat, le droit de réallocation aux associations d'usager et le droit d'usage à l'agriculteur. Des hiérarchies différentes exercent alors des effets et des droits simultanés sur la même ressource.

Les GIC sont administrés par un conseil d'administration composé de 3 à 9 membres élus[11], pour une durée de trois ans, parmi les usagers. Ce conseil doit être assisté par un directeur et un

[10] Terme emprunté d'Ostrom, 1990.

[11] Selon les articles n° 10 et 11 du code des eaux qui précisent le mode d'organisation de ces groupements collectifs.

comptable proposés par l'administration et qui peuvent toujours participer aux travaux du conseil à titre consultative. Chaque GIC dispose d'un budget propre qu'elle arrête annuellement et soumet à l'approbation du gouverneur. La gestion comptable des GIC est assurée par un trésorier désigné parmi les membres de l'association, sur proposition du conseil d'administration et après l'approbation du gouverneur.

4. Analyse des droits transférés

En se basant sur Vermillion (1999) et Herrera (2005), le tableau suivant présente une liste des principaux bénéficiaires et caractéristiques des droits de propriété liés à la provision de l'irrigation dans les PPI tunisiens.

Tableau 1 : Principales caractéristiques et bénéficiaires des droits de propriété liés à la gestion de l'irrigation dans les PPI Tunisiens

Droit de propriété	**Tenant du droit**	**Caractéristiques du droit**		
		Exclusivité	Durabilité	Echange
Droit de propriété de l'eau	Etat	***	***	***
Droit d'usage de l'eau	Privé	***	*	*
Droit d'utilisation de l'infrastructure d'irrigation	Commun –privé (1)	**	**	*
Droit de déterminer les cultures et les méthodes culturales	Privé	***	***	-
Droit de mobiliser l'eau	Etat - Commun(2)	*** **	*** **	* *
Droit de mobilisation et de gestion des ressources financières	Commun	**	**	*
Droit de choisir l'association d'usagers	Privé	**	**	*
Droit de choix de fournisseurs de services.	Commun	***	***	-

Source : *établi par l'auteur en se basant sur divers sources de données (spécialement du ministère de l'agriculture + entretiens dans un GIC de la région de Teboulba au centre littoral tunisien).*

* : bas niveau (caractéristique du droit inexistante ou très faible); ** niveau moyen (caractéristique du droit partielle et incomplète); *** haut niveau (caractéristique du droit hautement définie et complète).

(1) : Par ''commun'' on veut dire que le droit revient aux Groupements d'Intérêts collectifs(GIC).

(2) : Pour le cas de l'exploitation des eaux souterraines, les GIC sont autorisées à mobiliser l'eau. Cette mobilisation reste assez contrôlée par l'Etat, surtout pour les grands forages.

a. Droits d'eau d'irrigation / Droits des biens et services liés à l'irrigation

Comme déjà mentionné, la propriété de la ressource en eau (au sens physique du terme) revient à l'Etat qui en exerce le plein pouvoir de mobilisation et d'allocations initiales régionales et sectorielles. Les quantités allouées à chaque GIC, par les autorités publiques, ne sont pas fixes ni stables mais varient selon la disponibilité de l'eau à l'échelle nationale (et par suite selon le climat et les quantités retenues par les barrages), selon les priorités sectorielles nationales et régionales et selon aussi les prévisions de la demande agricole (établie par les GIC eux-mêmes). Une fois l'eau est transférée aux GIC, ceux-ci acquièrent avec le droit de réallocation de la ressource en faveur des agriculteurs. Les prix de l'eau se fixent par les GIC et qui sont étudiés, estimés et spécifiés différemment d'un GIC à un autre et d'une région à une autre. Les GIC allouent l'eau aux agriculteurs selon la disponibilité, les besoins des agriculteurs et leur ordre d'importance (de point de vue taille de l'exploitation, intensité de l'activité agricole, vocation culturale, etc.). Les droits des agriculteurs liés à ce sens physique de la ressource en eau se résument alors à des simples droits d'usage. En plus, ce droit d'usage est exclusif mais il n'est ni échangeable, ni durable. Il dure seulement une année, et l'irrigant doit choisir entre exploiter son droit ou le perdre.

L'utilisation, l'exploitation et l'entretien des infrastructures d'irrigation à petite échelle (périmètres irrigués de taille petite à moyenne), sont parmi les principaux objectifs de la création des GIC. L'Etat a transféré cette responsabilité d'exploitation et d'entretien aux GICs afin de minimiser ses charges de production et d'induire davantage de participation des usagers à ces coûts. Le droit d'utilisation des réseaux et des infrastructures peut être considéré comme un droit commun supervisé par les administrations des GIC. Certes, les projets d'extension de ces infrastructures nécessitent parfois des soutiens techniques et financiers de l'Etat, fournis sous forme d'étude de faisabilité et de subventions monétaires pour les travaux. Il est assez clair que le soutien du CRDA-GIC, en termes d'infrastructure reste sans effet remarquable sur les décisions et les priorités établies par les GIC en exécutant ses droits (*de jure*) d'usage sur celles ci. Par contre, le contrat nommé « Contrat de Gérance » qui cadre cette relation de soutien reste parfois flou. En effet le contrat de Gérance précise la division des taches et des responsabilités entre les GIC et les CRDA en ce qui concerne surtout les projets d'investissement et de rénovation en infrastructure. Ce contrat ne précise pas clairement les conditions pour lesquelles les projets d'investissement doivent être transmis et effectués à la charge des GIC. En plus, les droits et les obligations de chacune des parties contractantes ne sont pas clairs et précis (Makkaoui, 2006). La durée du contrat et les sanctions anticipées dans le cas de non exécution de certaines clauses du contrat, ne sont pas n'en plus définies. Ce contrat constitue donc une défaillance juridique importante dans le processus de décentralisation actuel de la gestion de l'irrigation en Tunisie.

Les agriculteurs possèdent le droit complet de choisir leurs vocations et techniques culturales dans les PPI Tunisien. En effet, ce type de droits s'avère essentiel si on veut que les irrigants arrivent à optimiser leur productivité agricole. Les agriculteurs ne sont pas contraints de choisir des cultures particulières. Cependant, on observe une tendance et une spécialisation générale différente selon les régions et les périmètres irrigués. Les agriculteurs tendent alors à suivre ces vocations vue le savoir faire technique et l'apprentissage progressif accumulé. Un irrigant

voulant intégrer de nouvelles cultures ou utiliser de nouvelles techniques n'est jamais interdit de le faire.

La droit des GIC de se protéger contre les conversions de la terre n'est pas assez consolidé et peut même être considéré comme absent. En effet, la réalisation des plans d'aménagement territoriaux est une tache qui revient à l'Etat. Celui-ci considère les besoins de développement des populations urbaines et rurales ainsi que le développement en matière économique (industrie, tourisme) lors de l'établissement de ces plans. C'est donc l'étude de rentabilité comparée des projets de développement et des usages agricoles des terres qui importe lors des processus de décision. Cependant, à nos connaissances, les situations de conflit de ce genre sont rares et quasi-absentes. Au contraire, l'Etat encourage l'extension des périmètres irrigués déjà établis ainsi que la création de nouveaux périmètres.

Le droit de mobilisation et de gestion des ressources financières est aussi un droit important qui doit être transféré aux associations d'usagers et dont elles doivent avoir le plein pouvoir et autorité à l'exécuter. En effet, comme il est mentionné ci-haut, les GIC en Tunisie possèdent le pouvoir de fixer les tarifs d'eau en se basant sur le coût d'achat, sur leurs frais et charges de gestion, d'exploitation et d'entretien ainsi que sur les prévisions de la demande. Chaque GIC dispose d'un budget propre qu'il arrête annuellement et soumet à l'approbation du gouverneur. Ces budgets sont aussi planifiés par avance par les GIC eux même qui possèdent, dans ce cadre, le droit de recrutement de personnels et de main d'œuvre nécessaires pour leurs fonctionnements et pour la réalisation de leurs plans de développement. Par contre, la participation des usagers par l'action ''physique'' collective dans ces activités reste volontaire. Les GIC ne peuvent pas imposer aux adhérents de fournir du travail ou d'autres inputs non financiers. En absence de volontarisme des agriculteurs, de nombreuses associations en Tunisie se retrouvent alors parfois dans des situations de pénurie financière.

En plus, la participation, la négociation et l'implication dans la prise de décision des associés, lors de l'établissement de ces budgets, restent aussi limitée, malgré que ces derniers possèdent le plein droit de le faire. Certes, ils continuent à percevoir ces budgets et ces plans de développement comme des instructions de l'Etat (administration gouvernementales) dont ils ne peuvent pas s'en mêler (voir Chraga et Chemakh, 2001).

Selon ce qui précède, on peut conclure que l'élément appartenant à l'ensemble de ''droits transférés''[12] et engendrant parfois cette perception négative est celui du droit d'usage. Ce droit peut être considéré comme exclusif mais non durable, non stable au cours du temps (cette non stabilité revient à plusieurs facteurs dont les pannes, les pénuries dues à la sècheresse, etc.), ni échangeables. Les irrigants ne peuvent pas échanger leurs droits entre eux ni avec le GIC et sont contraint d'utiliser ou de perdre ces droits d'eau. On craint alors que celui-ci ne fournit pas assez d'incitations pour les agriculteurs qui le considèrent comme n'importe quel autre input simple de leur activité. Ainsi, l'amélioration raisonnable des caractéristiques et attributs de ce droit peut se traduire par une meilleure disposition des irrigants pour plus d'investissement dans la ''viabilité de long terme'' de leur système.

[12] Il y à bien sûr d'autres éléments d'ordre organisationnel, technique, socio-économique, etc. à part les éléments relatifs aux droits de propriété.

b. Droits liés à l'organisation collective

Concernant le sous-ensemble des droits organisationnels, on constate que l'organisation interne des GIC est délimitée par un cadre juridique et administratif spécifique qui précise les éléments de base de cette organisation. Cependant, chaque GIC possède le droit d'établir des structures administratives ou techniques spécifiques selon leurs besoins. On observe, par exemple, que certaines GIC créent des conseils de gestion et de résolution de conflits sociaux ou d'autres types de conseils spécialisés dans des aspects particuliers de gestion et d'organisation. Cependant, les cas contraires où certains aspects de cette organisation ne sont pas respectés sont plus fréquents (Chraga et Chemakh, 2001). Ces derniers cas sont dus principalement à des contraintes financières[13]. Ils sont relatifs à une ''sous-valorisation'' des droits organisationnels et/ou au non respect des normes établis par l'Etat quant à la structure et à l'organisation des GIC. Le problème est alors non pas celui du droit lui-même, mais plutôt de mise en application et exécution de ce droit par ses possédants (les GIC). Ceci relève aussi un effet et un caractère de négligence de la part des adhérents qui donnent l'impression qu'ils sont de simples exécuteurs de la politique de l'Etat alors qu'ils doivent être les moteurs de ces politiques.

Le droit de libre adhésion des usagers en plus du droit de sélection et de supervision des fournisseurs de services ont été aussi transférés. Les agriculteurs tunisiens ont toujours le droit de choisir le GIC auquel ils veulent adhérer. Certes, parfois ceux-ci se trouvent contraint par des limites géographiques relatives aux domaines d'action des GIC. Pour le second droit (sélection et supervision des fournisseurs de services), une grande volonté de l'Etat a été matérialisée pour promouvoir le secteur privé concernant l'entretien technique et le maintient des réseaux d'irrigation. La raison est que l'amélioration des capacités des GIC dans ce domaine peut prendre du temps et constituer des charges supplémentaires pour son fonctionnement, alors que les acteurs privés sont estimés être plus efficaces et performants pour la réalisation de ces tâches. Certes, les récentes observations montrent encore une faible implication et participation du secteur privé dans ces activités.

Finalement, les GIC tunisiens possèdent aussi le droit de recourir aux services de support (services bancaires, formation des personnels, etc.) et même le droit de fournir des services de support (fourniture d'actions sociales, offre de crédit pour des microprojets, etc.) aux adhérents dans le cadre de développement rural à l'échelle de la zone dans laquelle ils opèrent. Certes, le problème de ces droits sont ''sous valorisés'' à cause surtout des contraintes financières rigides de certains GIC. Ces derniers comptent beaucoup plus sur l'aide de l'Etat que de prendre eux mêmes l'initiative (pourquoi prendre un crédit de la banque si on sait que l'Etat va nous aider sous forme de subventions ? Pourquoi dépenser de l'argent pour la formation si on sait qu'on peut recourir aux services de formation gratuits de l'Etat ?, etc.

5. Conclusions et recommandations

[13] Les membres sont parfois contre le fait de nommer un directeur général en plus du président de l'association puisqu'ils pensent que ça va provoquer des charges supplémentaires pour eux. Les assemblés générales des GIC ne se déroulent pas parfois à temps et les adhérents justifient ceci par le fait qu'il n'y à pas de choses graves à discuter, ou par le fait que ces AG ne sont pas nécessaire puisque leur présence n'est pas obligatoire. Ceci justifie davantage la mentalité des usagers qui reste assez loin de l'esprit collectif de la gestion sur lequel se base la décentralisation. Pour plus de détailles, voir Chraga et Chemakh, 2001.

Dans ce travail, on a essayé de caractériser les droits de propriété de l'eau d'irrigation en Tunisie ainsi que les droits des biens et services liés à cette ressource et qui doivent être normalement transférés aux usagers lors d'un processus de décentralisation donnée. En effet, notre constat de départ était que presque le tiers des associations d'usagers de l'eau d'irrigation n'arrivent pas à couvrir la totalité de leurs charges d'exploitation et d'entretien et donc à fournir un bilan positif de leur activité. Notre hypothèse était que la défaillance principale revient au paquet de droits transféré qui pourrait être incomplet (par rapport aux normes) ou qui peut être résumé en un simple transfert de responsabilité et non de droits. Dans une première partie, on a essayé de fournir un cadre théorique adapté qui souligne l'importance de la notion du ''Droit de propriété'' ainsi que son effet sur l'efficience d'utilisation des ressources naturelles en générale, et en eau en particulier. On a également insisté dans cette partie sur la nécessité, théoriquement prouvée, de transfert de ces droits lors d'un processus de décentralisation des activités de gestion de l'eau d'irrigation et sur la méthodologie de leur étude descriptive. La deuxième partie s'est intéressée à l'application de ce premier cadre sur le processus actuel de décentralisation de la gestion de l'irrigation en Tunisie. Le paquet de droits transféré lors de ce processus est alors descriptivement analysé. Les résultats ont montré que :

Théoriquement, avec le processus de décentralisation, les irrigants doivent considérer que l'eau est une ressource commune gérée de manière collective et qui doit être remboursée après chaque usage pour pouvoir en bénéficier une autre fois. Cette perception peut être contestée dans la pratique, où les irrigants donnent parfois l'impression qu'ils n'ont pas encore assez de maturité et de compréhension pour considérer l'eau comme ressource commune, mais ils la considèrent plutôt comme ressource publique. Ils considèrent souvent les Groupements d'Intérêt Collectif comme des administrations de l'Etat. Cette vision est appuyée par plusieurs facteurs liés surtout aux fonctionnements défaillants de certains Groupements d'Intérêt Collectif et menant la plupart des cas à des problèmes conceptuels en relation avec la perception individuelle révélée des irrigants quant à leurs droits. Ainsi, en considérant l'environnement institutionnel de la ressource eau en plus de la structure actuelle des et leurs perceptions par les individus, la structure de gouvernance dans les Périmètres Publics irrigués tunisiens peut être alors qualifiée d'un caractère administratif et bureaucratique. Certes l'accès à la ressource n'est pas très compliqué, et cette bureaucratie reste assez fluide pour les irrigants.

Les analyses ont montré aussi que le paquet des droits d'eau et des biens et services liés, transféré en Tunisie lors des dernières décennies, peut être considéré satisfaisant et conforme aux exigences[14] de réussite d'un processus de décentralisation de la gestion de cette ressource. Certes, quelques aspects de ces droits restent défaillants. En effet, le droit d'usage des irrigants, malgré qu'il est exclusif, reste non stable, non durable ni échangeable. Ceci peut être une justification de manque de conscience des agriculteurs quand à leur perception de la propriété commune de l'eau. D'autre part, la majorité des droits appartenant au deuxième sous-ensemble des « droits organisationnels » restent encore ''sous valorisés'' alors qu'ils peuvent être une source importante de performance.

[14] Recueillis des différentes études empiriques similaires (Philippine, Sud Afrique, etc.) et des avis des experts et du littérature en la matière.

La deuxième remarque qu'on peut tirer de ce travail concerne l'ambigüité de la limite entre Etat et Public concernant la gestion de l'irrigation. On cite notamment le problème du contrat de gérance qui mène à certaines confusions quant au partage des responsabilités entre ces deux parties. En effet, la question qui se pose afin d'éclaircir et de résoudre cet aspect serait : Comment l'Etat peu intervenir, supporter et subventionner sans créer une ambiance de dépendance ? Ceci appelle alors à une redéfinition du rôle de ce dernier. Pour résoudre ces problèmes, les subventions peuvent par exemple être conditionnées par des critères organisationnels et de participation en encourageant une meilleure organisation et plus d'investissements des usagers dans la gestion de l'irrigation. Par exemple, l'Etat peut subventionner le recrutement des personnels qualifiés, ce qui aurait un effet positif sur le fonctionnement et la performance organisationnelle du Groupement d'intérêt collectif. Les spécialistes parlent dans ce cas de subventions conditionnées.

Une autre recommandation concerne l'augmentation de la capacité adaptative et productive des Groupements d'intérêt collectif. Ces derniers doivent s'adapter aux conditions d'intensité de l'exploitation de l'eau par l'amélioration surtout de leur capacité technique. Cette capacité productive est en effet liée à l'exploitation et à la valorisation de leurs droits de renforcement et de diversification des types de services fournis. Ceci nécessite absolument la valorisation de leur droit de recourir aux divers services privés de support de leur activité.

6. Références bibliographiques

Al Atiri. R., 2005. ***L'Irrigation en Tunisie Vue d'ensemble des conditions actuelles Et perspectives futures***. Ministère de l'Agriculture et des Ressources Hydrauliques – Direction de l'économie de l'eau. Tunisie (2005).

http://www7.nationalacademies.org/sustainabilityroundtable/Raqya_presentation.pdf (Consulté pour la dernière fois : janvier 2007)

Al Atiri, R., 2003. ***Décentralisation et gestion participative de l'irrigation en Tunisie***. Forum sur la Gestion de la Demande en Eau. Le Caire,Egypte – Février 2003.

Alchian, A., et Demsetz, H., 1972. ***Production, information costs, and economic organization***. American Economic Review., 62, 777-795.

Bruns, B., et Meinzen-Dick, R., 2003. ***Frameworks for water rights: an overview of institutional options***. International working conference on water rights: institutional options for improving water allocation. HANOI, VIETNAM. P 17.

Baland, J.M., and Platteau, J.P., 1996. ***Halting degradation of natural resources: Is there a role for rural communities?*** Oxford, U.K.: Clarendon Press.

Calabresi, G., et Melamed, A., 1972. ***Property rules, liability rules and inalienability: one view of the cathedral***. Harvard Law Review., 85, 1089-1128.

Chraga, G., et Chemakh, F., 2003. ***Les groupements d'intérêt collectif, un outil stratégique pour une gestion participative de la ressource en eau cas des GIC de Mahdia"***. Les Actes de la 20ème conférence Européenne de la CIID - Irrigation et gestion concertée des conflits d'usages dans la région euroméditerranéenne., Montpellier, 17-19 septembre 2003 18 pages. http://afeid.montpellier.cemagref.fr/mpl2003/Conf/Chraga.pdf (Consulté pour la dernière fois : janvier 2007)

Coase, R., 1960. ***The Problem of Social Cost***., Journal of Law and Economics 3, 1-43.

Demsetz, H., 1967. ***Toward a Theory of Property Right***. American Economic Review.. 57, 347-359.

Eggertsson, T., 1990. ***Economic behavior and institutions***. Cambridge: Cambridge University Press.

Fisher, I., 1923. ***Elementary principles of economics.*** New York: Macmillan. Cited from Pejovich, S. 1997.

Groenfeldt, D., 1997. ***Transferring irrigation systems from the state to users: Questions of management, authority, and ownership***. Paper presented at the 96th annual meetings of the American anthropological association, Washington, DC, 19 Nov. 1997.

Herrera, A.P., Van Huylenbroeck, G., Espinel, R., 2005. ***A generic four step methodology for institutional analysis of governance structures***. 99th seminar of the EAAE, 'The future of rural Europe in the global agrifood system., Copenhagen, Denmark. 17p.

Landes, W., et Posner, R., 1987. ***The economic structure of tort law*** ; Cambidge, MA: Harvard University Press.

Levy, D., et Friedmann, D., 1994 ***The revenge of the redwoods? Reconsidering property rights and the economic allocation of natural resources***, The University of Chicago

Makkaoui, R., 2006 ***Les nouvelles modalités de gestion de l'eau dans les pays en développement : de la dynamique institutionnelle aux pratiques quotidiennes. Le cas des associations d'usagers de l'eau agricole***. Communication au Colloque « Gestion concertée des ressources naturelles et de l'environnement, du local au mondial : Pour un dialogue entre chercheurs, société civile et décideurs », Université de Versailles Saint-Quentin en Yvelines 26-28 juin 2006, CD-ROM.

Meinzen-Dick, R., and Gregorio, M., 2004. ***Collective action and property rights for sustainable development: Understanding property rights. 2020 Vision for Food, Agriculture, and The Environment.*** International Food Policy Research Institute. Focus 11, Brief 3. Fubruary 2004.

Meinzen-Dick, R., and Knox, A., 1999. ***Collective action, property rights, and devolution of natural resource management: A conceptual framework***. Paper presented at the Workshop on Devolution of Natural Resource Management, Puerto Azul, Philippines, 21-25 June.

Meinzen-Dick, R., and Rosegrant, M.W., 1997. ***Water as an Economic Good: Incentives, Institutions and Infrastructure***. p 4-5. in Bruns B., Meinzen-Dick. R (2003) Frameworks for water rights: an overview of institutional options. International working conference on water rights: institutional options for improving water allocation. HANOI, VIETNAM. 17p.

North, D.C., 1990. ***Institutions, Institutional Change and Economic Performance***. Cambridge University Press, New York, NY.

Ostrom, E., 1990. ***Governing the Commons: the Evolution of Institutions for Collective Action***. Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.

Pejovich, S., 1997. ***Law, tradition, and the transition in Eastern Europe.*** The Independent Review, Vol. 2, No. 2, Fall 1997

Platteau, J.P., 2003. ***Droits de propriété et gestion efficace des ressources naturelles***. Les séminaires de l'*Iddri*, n° 10. Paris 1 juillet 2003.

Platteau, J.P., 2000. ***Institutions, social norms and economic development***. London, Harwood Academic Publishers.

Platteau, J.P., 1978. ***Les économistes classiques et le sous-développement***. Presses universitaires de France, Paris, 2 volumes.

Platteau, J.P., 1983. ***Classical economics and agrarian reforms in overpopulated areas: the radical views of the two Mills***. Journal of Development Studies, Vol. 19, n¡ 4, 453-460.

Posner, R., 1992. ***Economic analysis of law,*** 4th ed. Boston: Little, Brown and Company Publishing.

Runge, C.F., 1986. ***Common property and collective action in economic development***. World Development, vol14 (issue5), 623-635.

Scott, A., 1988. ***Development of property in fishery***. Marire Resource Economics. 5(4)- 289-311.

Scott, A., et Coustalin, G., 1995. ***The Evolution of Water Rights***. Natural Resource Journal. 35 (4), 821-979.

Svendsen, M., 1992. ***Assessing Direct Effects of Policy Change on Irrigation System Performance: A Case Study from the Philippines***. IFPRI Working Paper on Irrigation Performance Number 2. Washington, D.C.: International Food Policy Research Institute.

Treyer, S., 2001.***La planification stratégique à long terme de l'eau en Tunisie***. Revue Tiers Monde, n 166., 455-474,

Vermillion, D., 1999. ***Property rights and collective action in the devolution of irrigation system management***, in: Proceedings of the International Conference, Collective Action, Property Rights and Devolution of Natural Resource Management. Philippines, 21-25 June 1999

Vermillion, D., 1997a. ***Management devolution and the sustainability of irrigation: Results of comprehensive versus partial strategies***. Paper Presented at the FAO/World Bank Technical Consultation on Decentralization and Rural Development, Rome, Italy December 1997. Disponible en ligne sur : http://www.gtzsfdm.or.idilion.pdf

Vermillion, D., 1997b. ***Management devolution and the sustainability of irrigation: Results of comprehensive versus partial strategies***. Paper presented at the FAO/World Bank Technical Consultation on Decentralization and Rural Development, 16-18 December, Rome.

Wade, R., 1988. ***Village republics***. Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.

World Bank., 1993. ***Water resources management.*** A World Bank Policy Paper. Washington, D.C.: World Bank.

LE PROBLEME DE L'EAU EN ALGERIE : UNE PERCEPETION ENCORE PEU MAITRISEE

THE PROBLEM OF WATER IN ALGERIA: A PERCEPTION STILL LITTLE CONTROLLED

M. HABI*, A. BENMOUSSAT**

**Maître de conférences, à l'Université de Tlemcen, Faculté des Sciences de l'Ingénieur – Département d'Hydraulique. Tel/Fax: +213(043) 28 56 89 28 56 85. Email: moha.habi@gmx.de*

*** Chargé de cours, Faculté des Sciences de l'Ingénieur, l'Université de Tlemcen, Faculté des Sciences de l'Ingénieur - Chetouane. Tel Fax: +213(043) 28 56 89 / 28 56 85.*

Résumé

L'un des problèmes les plus cruciaux auxquels est confrontée l'Algérie en ce début de siècle est celui de l'eau. Notre pays est classé parmi les pays les moins nantis dans le domaine des ressources en eau par la nature.

Cette situation est d'autant plus préoccupante qu'elle traduit le résultat d'un intérêt proclamé pour la question dès les premières années de l'indépendance et supposé concrétiser par toute une politique de valorisation des ressources hydriques. En effet si le volume global régularisé a été multiplié par près de quatre entre les deux dates, la capacité moyenne par barrage a baissé; Plus significatif encore le volume moyen par tête d'habitant a été divisé par trois entre 1962 et 1994.

Cette donnée, à elle seule, exprime l'énorme hiatus qui sépare les résultats obtenus des efforts consentis quand on sait que d'importantes ressources financières ont été consacrées à la construction des barrages, les autres types de ressources étant presque exclus.

Tout ceci démontre que ce qui est réellement en cause dans la «bataille de l'eau» c'est bien moins la capacité de réalisation des ouvrages que la capacité de gérer la ressource hydrique et d'améliorer le rendement de son service par différents moyens allant de la réforme institutionnelle et juridique au perfectionnement des outils et méthodes de gestion en passant par la formation des hommes et l'éducation des usagers.

Mot clés : Eau, ressource hydrique, gestion, rendement, formation, éducation

Abstract

Water shortage represents one of the most crucial problems that Algeria faces in the beginning of this century. Our country is ranked amongst the countries that are the least secured in the field of water resources.

Since the first years of independence this situation has been worrying and an increasing interest was given to this question. This preoccupation was supposed to be materialized by an improved policy of the hydrous resources. Indeed, if the settled global volume was multiplied by about four, the average capacity of each dam dropped; more significant the average volume per capita was divided by three between 1962 and 1994.

This data alone, expresses the enormous gap which separates the granted efforts from the obtained results, when we know that important financial resources were dedicated to the construction of dams, with the other types of resources being almost excluded.

All these facts demonstrate that the real "battle of water" is much less the capacity of realization of the infrastructures than the capacity to manage the hydrous resources and the improvement of the output of its service. This could be realized starting by the institutional and legal reform, perfection of the tools and methods of management, and finally people's training and education of the users.

Keywords: Water, hydrous resources, management, education, users

1. Introduction

L'eau constitue un milieu complexe et fragile, à la fois ressource et écosystème sur lequel s'exercent de multiples usages, notamment l'alimentation en eau potable, l'alimentation en eau d'irrigation, la navigation et l'énergie. La croissance démographique, les besoins différenciés mais croissants des pays industrialisés et des pays en développement, les aléas climatiques qu'il s'agisse de sécheresse et pénuries chroniques ou d'inondations dévastatrices exacerbent le caractère vital de l'eau, devenue aujourd'hui un enjeu économique et par conséquent un enjeu de politique nationale et internationale.

Les ressources en eau en Algérie sont limitées, vulnérables et inégalement réparties. Ces ressources ont par ailleurs subi durant les deux dernières décennies les effets néfastes de la sécheresse, de la pollution et de la mauvaise gestion.

Les potentialités en eau sont globalement estimées à 19 milliards de m3/an (correspondant à environ 600 m^3/ hab./ an). De ce fait, l'Algérie se situe dans la catégorie des pays pauvres en ressources hydriques au regard du seuil de rareté fixé par la Banque Mondiale à 1000 m^3/ hab. /an.

Les potentialités se répartissent comme suit:

Dans les régions Nord du pays, elles sont évaluées globalement à quelques 14,2 Milliards de m^3/ an.

- 12,4 Milliards de m^3/ an pour les eaux de surface (iI est à noter cependant, que cette évaluation ne prend pas en considération la période de sécheresse observée durant les deux décennies écoulées).
- 1.8 Milliards de m^3/ an pour les eaux souterraines.

Dans les régions sahariennes, les ressources en eau sont localisées essentiellement au niveau de 2 grands systèmes aquifères profonds constituant des réserves importantes, non renouvelables dont les potentialités exploitables sont actuellement estimées à 5 milliards de m^3/an.

En plus de sa rareté, cette ressource se caractérise par son irrégularité et une répartition déséquilibrée d'Est en Ouest et du Nord au Sud.

Les ressources en eau souterraines, réparties à travers 126 aquifères situées dans différentes formations géologiques, sont pratiquement exploitées à 90%, et quelquefois soumises à une surexploitation intensive.

Les eaux de surface ne sont pas toutes exploitables du fait de l'irrégularité interannuelle très prononcée des écoulements.

De plus la mobilisation des écoulements est liée à l'existence de sites de barrages faisables techniquement, acceptables économiquement et sans préjudice grave sur l'environnement.

Les études réalisées à ce jour ont montré qu'on peut mobiliser environ 6 Milliards de mètres cubes à partir de ces ressources superficielles. Cependant ce chiffre semble devoir être revu sensiblement à la baisse du fait de l'influence des longues séquences de sécheresse observées durant les deux dernières décennies.

Ainsi, les ressources superficielles mobilisables globalement à l'horizon 2020, dans les régions nord du pays, seraient plutôt de 5 Milliards.

Par ailleurs, il faut tenir compte de l'importance de l'envasement des barrages, puisque l'envasement représente aujourd'hui plus de 10% de la capacité totale de nos barrages (près de 500 Millions de mètres cubes pour une capacité totale de 5 Milliards "de m^3).

La demande en eau est actuellement de 2.4 milliards m3/an pour une population de 30 millions d'habitants, alors que l'offre n'est que de 1,6 milliards de m3/an. La demande sera à l'horizon 2020 de 3,6 milliards m3 / an pour une population de 40 millions d'habitants (Kettab, 2001).Les ouvrages en cours de réalisation ou projetés envisagent de réduire cette faiblesse de mobilisation en augmentant le volume mobilisé et la capacité moyenne de l'ouvrage.

Ces objectifs sont peu réalistes à la lumière des données climatiques et des insuffisances établies en matière de gestion et de maintenance, il ne demeure pas moins que la part des barrages dans la satisfaction de la demande des usagers est en constante régression passant de 70% en 1962 à 21 % en 1994 (Abbou, 2000).

Il faut souligner que dans sa dynamique de développement l'Algérie n'a pas accordé à l'hydraulique toute l'attention qu'elle mérite. Il en résulte, dés lors, un retard fort préjudiciable qui affecte aujourd'hui le développement général du pays et qui empoisonne la vie quotidienne du citoyen.

2. L'échec de la planification et de la gestion de l'eau

A travers l'évolution historique des différentes étapes au plan de l'organisation dans la prise en charge du dossier des ressources hydriques en Algérie on se rend compte qu'il y a eu une inflation de structures et de textes chargés de l'hydraulique.

Pas moins de douze étapes ont caractérisé cette évolution et l'on peut dire qu'aucun schéma stable n'a pu fonctionner de manière correcte.

Les textes élaborés au fur et à mesure de la création des structures, n'ont joué aucun rôle pratique sur le terrain, et ont contribué par leur foisonnement à rendre complexes et difficiles le fonctionnement et l'organisation des services concernés.

La coordination entre les différents secteurs concernés par le problème de l'eau est envisagée essentiellement à travers le Conseil Supérieur de l'Eau dont la création ne remonte qu'à 1996 mais qui en fait a existé depuis 1963 sous différentes appellations. La particularité de ce ou ces comités est qu'ils ne se sont jamais réunis.

Tout le monde sait que les données et les statistiques relatives aux ressources en eau constituent, pour l'essentiel, la base sur laquelle doit se greffer toute politique de l'eau dans ses divers aspects. En Algérie si les ressources en eau sont relativement bien connues, il reste cependant à parfaire cette connaissance par la poursuite des programmes d'inventaire, d'investigation et de recherche, géophysique et hydrogéologique et l'utilisation des techniques modernes d'investigation (télédétection, système d'informations géographiques).

En effet les évaluations des eaux de surface ont été possibles grâce au réseau de mesure géré par l'ANRH. Cette agence qui est chargée de l'inventaire des ressources en eau gère actuellement plus de 160 stations hydrométriques. La densité des stations de jaugeage n'est pas suffisante pour procéder à une bonne évaluation des ressources en eau. Le nombre d'années d'observation est aussi un paramètre déterminant.

On peut relever à ce sujet que l'ANRH dispose d'un peu moins de 4500 années d'observations pour l'ensemble des stations de jaugeage en service, soit une moyenne de 26 années de mesure par station. En fait, si les observations remontent aux années 1940 pour certaines stations, elles sont récentes pour d'autres.

En général, il faut environ 20 à 30 années d'observations pour avoir une bonne évaluation des écoulements au niveau d'une station hydrométrique, mais avec la mise en évidence, à travers les études qui ont été faites sur la pluviométrie, de longues séquences de sécheresse allant jusqu'à 25 années, cette période devient insuffisante.

Les données sur les volumes exploités des eaux souterraines ne sont pas toujours fiables en absence de systèmes de comptage rigoureux des débits extraits.

L'envasement des barrages est un phénomène qui amoindrie la capacité de stockage et par conséquent le taux de mobilisation des eaux superficielles.

L'érosion hydrique est un phénomène complexe, très répandu en zone méditerranéenne, touchant particulièrement les pays du Maghreb, dont il menace gravement les potentialités en eau et en sol.

En Algérie, les conditions géologiques, géomorphologiques, climatiques et socio-économiques sont particulièrement favorables au déclenchement et l'accélération du phénomène.

Les pluies de courte durée et de forte intensité, le relief jeune et le couvert végétal insuffisant, font que l'érosion des bassins versants est importante en Algérie.

Selon l'ANRH, sur les 35 bassins versants de barrages en exploitation étudiés, plusieurs sont érodables sur près de 40% de leur superficie.

Le dernier lever bathymétrique réalisé par l'Agence nationale des Barrages, remonte à 1986. Il fait apparaître que l'envasement avait atteint un volume de 300 millions de m^3 pour les 16 ouvrages pris en considération. A défaut d'un lever bathymétrique plus récent, on peut estimer sur la base des taux d'envasement, que pour l'ensemble des barrages aujourd'hui en exploitation, l'envasement serait de l'ordre de 800 millions de m^3 pour une capacité totale de 4,9 milliards de m^3.

En matière d'infrastructures hydrauliques l'Algérie a consenti de très lourds investissements, lesquels cependant n'ont pas donné les résultats escomptés en matière de satisfaction des besoins en alimentation en eau potable, industrielle ou d'irrigation.

De graves disfonctionnements ont été relevés du fait de l'incohérence dans la planification et la programmation des investissements.

En effet, de nombreux barrages ont été achevés alors qu'en aval rien n'a été engagé ou réalisé. De même que certains périmètres ont été réalisés avant même que les ouvrages de mobilisation ne soient lancés.

Des forages ont été réalisés alors que les infrastructures à l'aval ne sont toujours pas

opérationnelles ou que l'équipement des forages n'existe pas. Les stations d'épuration réalisées sont insuffisantes et quelquefois non prioritaires. L'aspect le plus grave est qu'elles sont pratiquement d'aucun effet sur la qualité des eaux car elles ne sont pas opérationnelles du fait simplement de leur non prise en charge. Déjà au stade des études, chaque composante du projet est conduite séparément. Il arrive donc souvent que les études du barrage soient terminées alors que celles des infrastructures en aval ne sont même pas entamées. Lors de l'inscription de la réalisation de l'ouvrage de mobilisation, on ne se soucie pas beaucoup de l'avancement des études des infrastructures en aval. La solution pour l'exploitation de ce type d'infrastructures aurait dû être normalement arrêtée avant même le lancement de la réalisation.

Pour ce qui de l'alimentation en eau potable, point n'est besoin de démontrer l'échec des instances concernés à assurer un approvisionnement en eau continu. En effet, depuis 1987 se sont plusieurs établissements qui ont pris en charge le service de production et de distribution de l'eau, mais les performances de ces établissements étaient très en deçà du niveau attendu pour un service public aussi important que celui de l'eau et l'assainissement. Ce manque de performance peut s'expliquer par des raisons propres à toute entreprise publique (absence de motivation, manque d'autonomie, perfectionnent de l'encadrement insuffisant, sureffectifs, pas de culture de respect des clients etc....).

Ces organismes se retrouvaient donc concessionnaires sans que pour autant le contrôle de l'Etat à travers les organes prévus -qui sont le plus souvent des Directions Centrales éphémères ne disposant pas des compétences humaines- ne s'exerce efficacement pour s'assurer de la pérennité du patrimoine concédé et de la qualité du service fourni aux usagers.

Les pertes d'eau ou les volumes non facturés sont estimés aujourd'hui à 50% des volumes produits. Si ce taux pouvait être réduit à 20%, c'est un volume de près de 400 millions de m^3/an qui pourrait être récupéré (30% d'une production globale de 1,3 milliard de m^3).

Ce compte-rendu rapide de l'état des eaux douces en Algérie nous permet de constater, d'emblée, la carence des pouvoirs publics dans la gestion de l'eau.

3. Pourquoi une population éduquée et avertie ?

Les raisons qui justifient l'éducation de la population au respect de l'eau sont multiples.

L'eau est un élément essentiel à la vie a besoin d'être respectée, c'est la première raison qui s'impose aujourd'hui comme une évidence.

La deuxieme raison c'est les dégradations dues à l'ignorance, l'inconscience et souvent l'absence de sens civique chez un grand nombre de citoyens.

Si non comment expliquer que :

- Un tiers au moins des quantités d'eau produites et distribuées pour alimenter en eau potable les villes et les villages est gaspillé par des usages abusifs (mauvaise utilisation, installation domestiques mal entretenu).
- Près de la moitié des quantités d'eau mobilisées pour l'irrigation est par des aménagements coûteux pour la collectivité est perdu dans le transport, par de mauvais réglages des apports aux champs, une faible efficacité des systèmes d'irrigation, et des choix de cultures trop consommatrices.
- Beaucoup d'industries usent par des défauts de recyclage, des fuites et pertes, et des

défauts d'efficiences des procédés prélèvent des quantités d'eau bien supérieures à leurs besoins, en dégradant leur qualité.

Payer sa facture est un acte commercial, mais aussi un acte de civisme. C'est le signe du respect d'un contrat envers l'entreprise qui fou mit l'eau, de respect envers la société, et aussi une reconnaissance que l'eau est produite et qui a une valeur économique. Economiser l'eau est aussi un acte citoyen. Car si les résultats d'un investissement dans ce domaine ne deviennent perceptibles qu'à longue échéance, il est toujours possible de mener les petites actions qui, cumulées, aboutissent à de grands résultats.

Près de 70 % des Algériens ne payent pas régulièrement leurs factures d´eau. Parmi les mauvais payeurs aussi, figurent une bonne partie des établissements publics. Il s'agit en effet de grosses factures que l'organisme gestionnaire de l'eau n'arrive toujours pas à récupérer compte tenu du fait que le prix du mètre cube est proportionnel à la quantité consommée. L'organisme gestionnaire de l'eau se retrouve devant un dilemme, surtout lorsqu' ils' agit de structures où l'eau est indispensable pour des raisons humanitaires, le cas des hôpitaux.

Cette situation qui grève foncièrement la trésorerie de l´entreprise a obligé la direction de l´unité de Tlemcen à intenter des poursuites judiciaires à l´encontre de 1.500 abonnés pour le recouvrement de ses créances.

Parmi les résultats d´une enquête exploratrice concernant l´étude des pratiques et usages de l´eau dans le groupement urbain de Tlemcen, seulement 40% des personnes enquêtées déclarent connaître l´origine de l´eau qu´ils consomment.

Pratiquement 62.8% ne connaissant pas leur consommation journalière d´eau à la maison et 92.3% ignorent le prix qu´ils paient pour un m³ d´eau.

Par contre, à la question de savoir comment ils jugent le montant de leurs factures trimestrielles, les réponses sont : 41.5% le trouvent normal, 28.1 % un peu cher et 25.6% très cher (Habi, 2003).

La subvention non apparente de l'eau à hauteur de 80 % de sont coût total effectif n'est connu que de quelques initiés et reste totalement ignoré de l'opinion publique.

Même les mesures de rationnement mises en œuvre depuis plusieurs années ont un effet pervers, en effet les algériens profitent des heures de distribution d'eau pour constituer des réserves plus qu´il n´est nécessaire. Ce grand nombre de familles qui font des réserves peut être synonyme de gaspillage. Ceci dépend en grande partie de la manière de conserver l'eau entre les distributions et de sa réutilisation, puisque une grande partie de ces réserves est jetée par la prochaine fréquence de distribution.

4. Conseils et propositions

Dans la perspective du moyen et du long terme, la préoccupation principale est représenté par la grande méconnaissance des habitants sur tout ce qui concerne l´eau : l´origine, leur consommation et le prix d´achat, car cela peut signifier un comportement dangereux pour les ressources difficilement renouvelable (Habi, 2003).

A notre avis, il n´y a pas de communication entre l´entreprise de distribution et les abonnés et des démarches de sensibilisation, concernant l´utilisation de l´eau sont inexistantes. Les

thèmes autour desquels une campagne de sensibilisation pourrait être menée seraient les suivants :

- d'aider les citoyens à comprendre le cycle de l'eau depuis le captage jusqu'à la distribution. Vu l'ignorance démontrée lors des interviews, il ne serait pas étonnant que beaucoup de personnes considèrent l'eau comme un don naturel et qu'il n'y pas des coûts récurrents. Donc les sensibiliser à ce problème
- Il faut expliquer le système utilisé par l'entreprise de distribution pour assurer la distribution d'eau dans une ville, ainsi que le problème posé par la rareté des pluies, source principale des nappes souterraines et ainsi les faire réagir en faisant des économies d'eau.
- Parallèlement à cette démarche, il faut insister sur la nature difficilement renouvelable de l'eau et qu'en raison de cela, il ne faut pas la gaspiller par une mauvaise utilisation en faisant plus de réserves qu'il n'est nécessaire.
- Une campagne pourrait faciliter le recouvrement des factures trimestrielles par des informations concernant le prix d'exploitation et le prix de vente et que sans cet appui, de la part de la population, l'entreprise de distribution serait incapable d'assurer de manière régulière, l'alimentation en eau de la ville.
- Sensibiliser les différentes couches de la population, les gestionnaires et les décideurs en vue d'une meilleure gestion des demandes en eau.
- Informer le grand publique, les décideurs et les gestionnaires sur les gains possibles grâce á une gestion rationnelle d'eau.
- Intégrer effectivement des opérations concrètes pour favoriser une gestion plus économique de l'eau.
- L'éducation de la population en matière de l'eau doit prendre en compte la diversité des usagers :
  - Les agriculteurs, une grande quantité d'eau mobilisé pour l'irrigation est perdue, par manque d'efficacité des systèmes d'irrigation utilisés.
  - Les industriels n'utilisant pas de recyclage et le défaut d'efficience des procédés de prélèvement conduisent à une dégradation de la qualité des ressources.
  - Sans oublier bien sur les grandes quantités d'eau utilisées par des usages abusifs (usages domestiques, et dans les collectivités).

5. Conclusion

Notre rapport culturel à l'eau est affecté d'insouciance. Nous considérons que cette ressource est une manne gratuite du ciel. Il nous faut nécessairement apprendre que l'eau est un facteur économique pouvant générer d'autres biens de consommation et de là se doit d'être protégée. Ce changement de comportement social ne peut venir que par des campagnes sérieuses et régulières de sensibilisation intégrant les médias, les hommes de sciences et de culture. Le thème de l'eau devrait également être inclus dans le système éducatif.

6. Bibliographie

Abbou, M., 2000. ***Eau, cœur du développement durable***. Quotidien d'Oran 25 mai 2000.

Habi, M., 2003. ***Impact socio-économique de l'alimentation discontinue et irrationnelle, en eau potable de la ville algérienne***. Séminaire national sur l'eau et l'environnement. Bechar, Algérie, pp. 13-19

THE NEED FOR PROPER IRRIGATION WATER USERS INSTITUTIONS AS AN EFFECTIVE MEANS TO RESOLVE IRRIGATION PROBLEMS THAT WILL PROPERLY MANAGE THE IRRIGATION WATER PROJECTS IN PALESTINE

Mohammed Yousef SBEIH

Home Of Agricultural Engineers SOCIETY
Ramallah P.O.P . 1664
West Bank-Palestine
sbeih2005@yahoo.com

Abstract

Water is always considered as an essential factor of life and development in arid and semi-arid countries. Irrigation consumes about 75% from all of the water utilized in Palestine, so water should be managed properly in order to utilize the water efficiently, economically and insure the sustainability of these projects. As example of the bad management of the irrigation water is the existing practice in the Jordan valley where the application efficiency as well as the conveyance efficiency is less than 65%.Howevere the percentage of the irrigated area in west bank is not more than6%, where it didn't exceed 12% in Palestine

In order to fill full these as well as to improve the performance of the irrigation ware sector proper institution such as water users association should be formed that will be able to manage the distribution of water properly

The role of these institutions will be not only managing the water distribution but also will provide extension to the farmers and give means of support to the farmers in helping them in marketing there products as well as providing other agricultural services to them .Water Users Associations (WUA), or similar such as Water Users Cooperative (WUC) can be established in order to help in managing the irrigation projects. WUA, can be defined as a "grassroots" organization formed by a group of individual who have common interest, and run by a council or board elected by those individuals.

Keywords : Irrigation, Economics, Efficiently institution, Irrigation, management, Palestine, Sustainability

- **Objectives : Tasks and responsibilities to be undertaken by the way after they are established and the election of the members**:

Effective participation in the planning, design and implementation(after obtaining official approval by the competent government authority), of the field operations required to enhance the system and programmers of irrigation from respective common source, after have been associated in all the precedent steps of diagnosis, analysis and formulation of the recommendations susceptible to bring about the proposed enhancement.

Maintaining and operating the machines, pumps and engines necessary to provide water in the respective canal, and provision and management of all the funds required for this purpose.

Preparing and implementing the irrigation rotation plan for all the holdings linked to the respective common source or canal, following –up its proper application and preparation of a rising scale of the penalties to be inflicted for any contraventions, whether it be one of the timing opening/closing or of water misuse.

Devising crop rotations with water requirements commensurate with the availabilities from the source, while ensuring the maintenance of the percentage participation of 3-4 winter crop and 3-4 summer crops within each holding, especially if those include high water-requirement crops, inorder to achieve justice of distribution.

Providing technical recommendations concerning the optimum operation of pressure irrigation networks, (number of hours of operation, specifications of irrigation system components etc) to obtain total flow/donoum/crop rated required with the available flow from the source (spring, well, or canal) without any waste of resources and in a way that achieve the balance between irrigation and drainage.

Define the roles and responsibilities of the WUAs board on the level of the sub-branch, and growing up the rules and regulations for the work of WUA to invest it with the required capacity to resolve the conflicts and problems related to irrigation water.

Preparing plans and programs to dredge irrigation networks in the area of WUA, and determine the role of every holder.

Establishment strong relationships based on mutual respect and coordination with the organizations that provide service for those association) Banks, international projects, to enable the WUA s to obtain from those government and non-governmental parties any material.

Keeping records of the income and expenditure of the WAU, and making this information available to its entire member and soliciting their views on the way and means to increase resources and rationalize expenditures.

Establishing an extension and training programmers required to realize the WUA s objectives with emphasis on the role of self –help activities in this respect.

- Water Price

It should be noted that the source of water in the West Bank is either ground water wells or springs.

1. Ground water wells

This is found to be classified as follows :

a. An individual who drilled a well in his land prior to 1967 and irrigated his private land in this case he is responsible for covering the cost of pumping and maintenance of his well, engine, the pump and the pipes. Sometimes he sells the water to his neighbors. The cost is that he charges is 10-25 unit per m^3 of water.

b. A group of people formed an agricultural cooperative and cooperate together and drill a well and the well used to irrigate their land. In this case, the cooperative is responsible for covering all of the expenses such as diesel and electricity, but the depreciation cost is not covered. In addition to that the maintenance of the pump, engine, and well is not covered, while when the engine is broken, the whole system is stopped and the farmers start to collect money in order to repair the engine. Even sometimes they have to replace the pump or the engine, they brought a used one so that the efficiency will be very low and the cost that they have to pay is much more than it should be since the operation cost of this engine will be very high. All of the above is valid for the first system (individual wells). In addition to that none of them pay the cost of water against using this water as commodity.

The price that they charge is summarized as follows:

1. More groups especially when the well is operated by electricity divided the bill of electricity over the irrigated area and this is the whole price that they pay.
2. Others in the case where the engine is operated by diesel, designed in a way that each farmer or group of farmers purchase the diesel in advance, before operating the well and operate the well to irrigate their land, this is the whole price that they pay.
3. Some of the farmers group charges the water per time, where each farmer uses the whole water well for a set of time at this stage; they pay for a set of time. As example, Jayyous cooperatives charges J.D. 10 (Jordanian Dinars per one hour (80 m^3 of water). The range of payment per time is from 10–20 JD. /hr. (1, 2-2, 5) JD/m^3or $.15-.31 per m^3, depending on the discharge of the well. Again this only covers the operation cost. (Maintenance cost is not covered totally, no depreciation cost, no cost for water as commodity).

The Result from the above are :

1. Farmers did not pay the actual cost of water.
2. Farmers use a lot of water more than needed.
3. Many pumps and engines have been broken and the agricultural area has been damaged.
4. Many areas are left without irrigated since there is enough water to irrigate the land.
5. The over-whole irrigation efficiency is less than 50%; the application efficiency is also less than 50% as well.

2. Springs

This is the most important source where the water appears on the surface without any pumping. It should be mentioned that half of the irrigation water in the West Bank is due to springs and about 80% of the irrigated area in the Jordan Valley is totally depending on springs.

The price of the spring water for irrigation use is as follows:

a) In case of individuals where the spring is developed at individual land, the farmer utilized all the water and he is responsible for irrigating his land and for covering all the expenses. Of course the farmer didn't pay the cost of water as commodity. In this case water costs zero while if pumping is needed he will install his pump and will be responsible for operating all the system.

This kind of springs are found in all of the West Bank, but not limited in the Jordan Valley. Usually the spring discharge of this system is in the range of 1–25 m^3/hr.

b) Group of Farmers

This is the major water source in Jordan Valley. In this case the spring is developed in the village land and all the spring water is owned by the whole farmers. In this case the water is distributed to the farmers by time. The spring water is divided into a circle (round) of 5-7 days each round. As example Ein Al-Auja spring is divided into 5 days rotation. Therefore, 5 days x 24 hr = 120 hrs. Then the ownership is 5 hr. or 10 hr. or ½ hr. of the whole spring water depending on his land or sometimes the spring water is divided between the families in each village where each family owns the spring water for the whole day.

The Impact of Using Irrigation of Water Free of Charges

1. Since the price of irrigation water is almost free of charge the farmers did not hesitate to use the water for any purpose: in the Jordan Valley especially Jericho, banana trees are found in this area, where 100% of the bananas in the West Bank are found in the Jordan Valley. As it is indicated from the Table 3 the irrigation water consumed by banana is 6000m^3/year/dunum and it is the most water consumer crop in Palestine. In addition to that, citrus is also found and the irrigation water requirement is 1300m^3/dunum/year.
2. The irrigation water requirement of banana is four times than that required for date palm, and 7 - 4 times more than the irrigation water requirement of squash, tomatoes, cucumbers and potatoes.

Banana is considered as fruit and the need for this crop is not so essential. Farmers used to grow banana and citrus even they required a lot of water due to the low price (free of water) since the source is springs.

- **Water institutions**

Unfortunately there is no any water institution in the Jordan valley or even in the local village, as example the people who owned a ground water well used to operate the well as follows :

Each farmer who is going to irrigate his land has to bring the diesel for the engine and operate the engine and irrigate his land, but when the engine or the pump is broken the whole well will be broken and the farmers haven't any money for repairing the engine so there is no water so there plant suffer fro the shortage of water until they approach any donor or the PNA in order to help them in repairing the engine. If there is an organization that is responsible for operating the project the situation will be much better ,especially the farmers are purchasing all other inputs such as seeds, fertilizer

and pays the cost of that but the water they didn't pay any cost, why? Isn't the water one the agricultural inputs?

The PNA authority should plan to form water users association or any kind of utilities, by the way the demos tic water is not better than the irrigation water but worse so this need also creation of water institutions or training the village councils, simply some thing should be done.

- **Main work for the water users association (wua)**

1. Responsible for repair maintenance and operation of the main pumping station, main water distribute (canal or pipe).In sure that each farmer will receive his Wright of water and will pay fees for the amount of water that he is used. As it is stated before that the it happened that the main irrigation canal had been damaged where great percentage of water is lost as seepage and leakage ,where no one take care of it in the absence of water body. In addition to loose the water, environmental problems will occur.
2. Collects the water user's fees from farmers.
3. Responsible for distribution of the water to the farmers, recording water wrights, renting of water or selling water wrights.
4. Working for project development such replacing the deteriorated canal by pipeline, rehabilitate the pipes, pumps.
5. Working to expand the irrigated area as well as to increase the productivity of the irrigated area as well, conduct training courses to the farmers to increase the capacity building of these farmers.
6. Help the farmers in marketing their products as well as providing them with the good quality inputs with competitive price.

Conclusion and Recommendations

1. In Palestine the total cultivated area is 2.314.000 dunums, while the irrigated area is 230.000 dunums, so any effort for increasing the productivity of the cultivated area should be considered due to the large area, while the production of the irrigated area is on its maximum.
2. Providing of extra water or even to sustain the existing water for both irrigation and domestic purposes is questionable due to the Israeli measures imposed on the Palestinian.
3. The efficiency of the conveyance of some irrigation systems is not exceeding 50%. This implies not only wasting the water but also wasting the nutrients and creating environmental problems.
4. Speaking about Palestine you should speak about the Jordan valley especially Jericho, the lowest point in elevation in the world and speaking about agriculture in Palestine you should mention Jordan valley –the Palestinian food basket.
5. The water resources in the Jordan valley consists of both springs and ground water wells, there are more than 17 springs that discharge into the Jordan valley and all

of this water is fresh water, but there are more than 40 ground water wells in the Jordan valley but this water is little bit saline.

6. The total discharge of the springs in the Jordan valley

- **FORMATION OF THE WUA**

In order to form or build WUA, A decree is needed from the government, i.e, from ministry of local government and Palestinian Water Authorities. The first WUA that has been established was for EIN ALSULTAN irrigation project. This WUA, should be treated as an separate institution that should have elected board, director, staff, bank account, office ...etc. The ministry of local government Palestinian water authority should be represented in the council of board; bylaws should be drafted for the benefit of the WUA.

DROUGHT STRESS RESPONSE IN SPRING IN THE MEDITERRANEAN REGION

HAMADEH IBRAHIM[1]., TOUCHAN HAYAT[1]., MALHOTRA RAJENDA[2]

1. Aleppo University, 2 :ICARDA

1 .hayat_touchan@ameica.hm;2 r.malhotra@cgiar.net

Abstract

The relationships between various morphophysiologicals traits and yield were studied in chickpea (*Cicer arientimum* L) grow in Mediterranean conditions at ICARDA station. 64 chickpea genotypes were used after general drought screening 12 varieties were discussed FLIP 97-199C; FLIP 97-96C;ICCV-2; ILC 2516 drought tolerates genotypes; ILC 3153; ILC 3843; ILC 4291; ILC 477; moderate tolerates genotypes ;and ILC 6023; ILC 8617; ILC 3279; ILC 3321sensitives genotypes. Two kinds of traits were evaluated: development traits, including vigor growth, plant height, leaf area index and phenology (days from planting to flowering, pudding and to maturity); and traits related to yield (grain yield, biomass, weight of 100 seeds and harvest index) at two seasons 1999/2000 and 2001/2002.

The drought tolerates genotypes, particularly ICCV-2 showed a less reduced growth, as compared with the sensitive varieties.

Although drought had more serious effect on seed and pod numbers especially in very sensitive genotypes. Water stress had a greater effect on yield when occurred during the reproductive stage. Biomass production decreased by water stress and the decrease was more appreciable in tolerance genotypes than in sensitive one under stress conditions.

Keywords: chickpea, water stress, genotypes, vigor growth, yield, biomass

1. Introduction

Drought, salt loading, and freezing are environmental conditions that cause adverse effects on the growth of plants and the productivity of crops .

Soil water availability is considered to be the main factor limiting crop production in the Mediterranean type climate of West Asia and North Africa. Crop production under this climate depends mainly on the amount of water available to the crop and the amount of water transpired by the crops (Zhang et al., 1998).The analysis of genotype X environment interactions has been considered an effective measure in most plant breeding programmers (Allard and Bradshaw, 1964).

The identification of one or more physiological parameters as indices of drought resistance has been the subject of many research works (Karamanos, 1984). Chickpea (*Cicer arieti*mum L) is traditionally a spring sown crop in the Mediterranean region(Table.1). Studies conducted at ICARDA have shown that seed yield can be increased by 50-100% by advancing the sowing date from spring to early winter by using Ascochyta blight-resistant

and cold-tolerant varieties (Singh et al., 1993) (Table.2) ICARDA has developed such varieties and distributed them in the Mediterranean region Singh and Saxena (1999)

Table 1: Present the area cultivated by chickpea I the world/h

2001	2000	1999	1998	1991	Area cultivated/h
9762	10409	12034	11236	11230	World area/h
397	403	471	464	464	Africa area/h
92	91	97	129	141	Europe area/h
489	493	211	138	138	North America area'h
10	6	8	11	11	South America area/h
230 F	213	205	270	205	Australia area/h
7544	9202	11042	10222	10270	Asia area/h
101 F	75 F	70 F	150 F	94	Syria area/h

(FAO, 1999-2001)

The aim of the present work is to evaluate the performance of 64 chickpea genotypes under field conditions, in assessing genotype differences in yield under Mediterranean conditions.

Table 2: Present the chickpea grain yield/g in the world/h

2001	2000	1999	1998	1991	Grain yield/kg/h
736	773	768	782	776	In the world
670	672	628	677	662	Africa
685	650	448	608	796	Europe
1329	1211	1000	1447	1666	North America
1013	870	935	960	1010	North America
1043	930	766	754	932	Australia
691	751	769	785	764	Asia
636	856	570	651	624	Syria

(FAO, 1999-2001)

2. Objectives

- Study the influence of drought and frost stresses on different chickpea genotypes.
- Screening the best drought and frost techniques by using many phenological, physiological traits.

3. Materials and methods

The results come from two series of experiments the first experiment were conducted in the green house. Pot size was 25 x40 cm. The second experiment was conducted in the field at the main research of ICARDA, Tell Hadya, in northern Syria, which has an average annual rainfall of 332 mm. The soil is classified as fine clay, thematic Calcixerollic Xerochrept. In which the responses to water shortage of 64 chickpea genotypes were studies in two seasons1999/2000; 2001/2002 with 3 replicates a completely randomized design. The plots were arranged in a split-plot design with the genotypes as main plots. In all experiments, measurements of the water potential of the youngest fully expended leaf were taken. Chickpea seed was directly drilled into rows 30 cm apart at a seeding rate 120 kg/ha.

Plant growth stages recorded, total dry matter and grain yield were estimated (Table 3, 4, 5, 6 and 7). Analysis of variance was done to determine the genotype environment interactions.

- Laboratory experiments;
- Field capacity;
- Field experiments.

Table 3: The phenologicals traits

Stage	Trait
30 days after showing	Root length/cm
=	Plant height/cm
=	E C dS/m
=	Leaf area/cm2
=	Root weight/g
=	% of water content

Table 4: Physiological traits in the field

Remarque	Trait
At 100% of Flowering	Chlorophyll fluorescence
Flam photometer	Mineral elements
At 50% of Flowering at pudding	Osmotic potential/bar
At 100% of Flowering	Sucre concentration

Table 5: Phenologicals observations in the field	
20 days after planting	Vigo growth
=	Plant height
100% Of padding	N. of branches/plant
100% Of padding	N. of secondary branches/plant
50% Of flowering	N. of days to flowering/day
100% Of pod formation and maturity	N. of days to maturity/day

Table 6: Shows the yield components in the field

Remarque	Trait
By plant	Pod number/plant
By plant	Seed number/plant
At harvest	Seed weight/g
At harvest	Biological yield/kg/h
At harvest Seed yield/Biological yield X100	Seed yield/kg/h Harvest index

Table 7: Shows the chlorophyll florescence in the field

CHLOROPHYLL FLORESCENCE				
GENO TYPE	**Origin(F0)**	**Peak(Fm)**	**Terminal**	**FV/FM**
ILC533.	2584	3805.67	2777	0.3209
ILC263	2350	5576.33	3243.67	0.5785
ILC1929	2357	5567.33	3013.00	0.5766
ILC8262	1280.67	9662.00	6666.67	0.8674
ILC8617	1450.67	8924.33	5740.67	0.6204
F93-261C	1184	6987.00	4695.33	0.8305
CV%	7.70	4.40	4.93	
LSD	109.39	439.57	332.68	
SED	60.36	242.53	183.55	
SIGNIFICATION	**	**	**	

4. Results and discussion

There were considerable year to year variations in the total seasonal rainfall as well as in its distribution from 1999/2000 to 20001/2002 .Most of the rainfall was received from 260 to 404.4 , and little rainfall was received during the spring months. Temperature also showed considerable differences between the seasons.

Drought stress reduced main plant height of sensitive varieties by decreasing the number of nodes and internodes length (Figure 1).

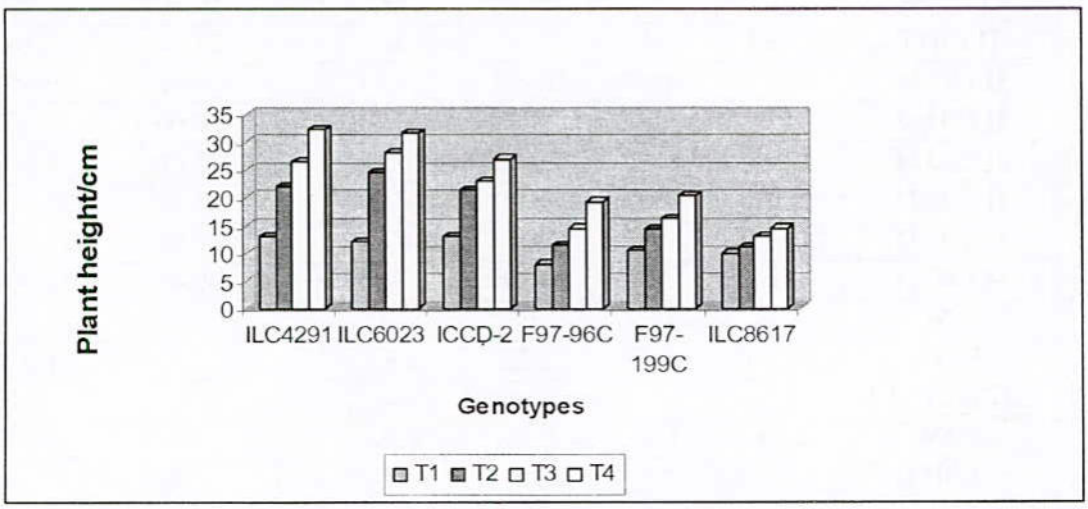


Figure 1 : Present the plant height in the two seasons

Stress treatment decreased the number of pods and seeds per plant (Table 8) ,the decrease was greater in 1999/2000 (from 0 pod in all sensitive genotypes to 9 pods in ILC 3843 tolerant genotype) and (from 8pods in sensitive genotypes to 21.67 at ILC 6023 at second season 2001/2002) and (from 0 to 10 seeds in 1999/2000 ;and 8 to 19.33 seeds at 2000/2001) respectively because, the intensively of stress was higher in 1999/2000, an increased number of seeds per pod for plants subjected to low intensity drought stress was previously reported by Andrian et al(1991), who imposed a stress equal to 50% plant available water and measured a leaf water potential of -1.3 MPa (Scople,1993).The low number of seeds per pod was previously reported also by Andriani et al,(1991)

Seed yield, biomass, harvest index of rainfall chickpea are presented in Table (9) the average of seed yield was from 595 /kg/ha in ILC 4291 to 673.33/kg/ha in ILC3843 and 0/kg/ha in the four sensitive varieties at the first season this average increases at the second season . The increase of grain yield was a result of increasing of rainfall and water use efficiency at the second season, suggesting that increasing the water available in the soil increases the WUS of chickpea which is in agreement with results of Khana-Chopra and Sinha(1987), Saxena (1984,1987) and Silim and Saxena (1993). And at the 2001/2002 even the sensitive.

Genotypes gave seed yield expect the ILC 8617 genotype. Damage to crops plants and reduction in yields are often brought by unfavorable environmental conditions (Smillie and Hetherington, 1983), the extent of yield decline with moisture stress has been used as an index of drought susceptibility (Fisher and Maurer, 1978; Hamdi and Erskine, 1996).The production of biological yield showed a similar pattern to seed yield. The tolerate genotypes gave the highest biomass than the sensitive one both seed yield and biomass varied significantly between genotypes and between seasons.

Table 8 : Shows the n. of pods, n. of seeds and water use efficiency.

Chickpea	N. of pods		N. of seeds		WUE02	WUE00
Genotypes	2002	2000	2002	2000	2002	2000
ILC3279	8	0	26.25	0	9.00	0.0000
ILC8617	0	0	0	0	0.00	0.0000
F97-96C	8.33	0	32	0	13.00	0.0000
F97-199C	9	0	29.31	0	10.00	0.0000
ILC477	15.33	7.67	31.51	24	21.33	9.1633
ILC2516	15	8.67	21.96	19.33	19.00	9.5500
ILC3153	13	6	28.73	31	20.00	9.6500
ILC3321	19.33	8.67	29.03	33	22.00	9.6767
ILC3843	12.33	10	38.99	35	21.00	22.3700
ILC4291	11.33	8.67	41.33	38.67	22.00	19.7367
ILC6023	18	8	32.2	32	22.00	18.9600
CV	18	9.67	32	22	22.00	21.3200
SED	19.39	28.55	2.23	3.83	7.60	1.7102
SIGNIFICATION	2.01	1.43	0.55	0.92	1.04	0.1401
LSD	**	**	**	**	**	**

Table 9: Shows the weight of 100 seeds lg biological yield g/plot and harvest index

Chickpea	Weight of 100 seeds/g		Biological yield g/plot		Harvest index	
Genotype	2000	2002	2000	2002	2000	2002
ILC3279	26.25	0	2750.67	77	0	16.31
ILC8617	0	0	1778.67	784	0	0
F97-96C	32	0	2714.67	60.67	0	20.21
F97-199C	29.31	0	2213.33	784	0	20
ILC477	31.51	24	2970.67	828	20.92	30.5
ILC2516	21.96	19.33	2456	745.67	24.18	33.35
ILC3153	28.73	31	2636	5.95.33	31.17	31.83
ILC3321	29.03	33	2669	800.33	22.89	35.38
ILC3843	38.99	35	3194.67	962.67	47.24	28.19
ILC4291	41.33	38.67	3012.67	1044.67	35.96	31.05
ILC6023	32.2	32	2974.67	994.33	36.54	31.89
ICCV-2.	32	22	2642.67	896.33	44.98	28.27
CV	2.23	3.83	8.33	13.65	30.34	12.26
SED	0.55	0.92	180.68	86.98	5.88	115.69
SIGNIFICATION	**	**	**	**	**	**
LSD	0.95	1.62	311.62	150.02	10.14	3.38

The 100 seed weights was higher at moderate and tolerate genotypes the average was from 19.33/g(ILC 2516) to 38.67/g(ILC 4291) at the first season and from 21.96/g (ILC 2516) to 41.33/g (ILC 4291) in the second season ,sensitive genotypes couldn't gave any seed at the first season .The harvest index was higher for the four tolerate genotypes it was 47.24,35.96;36.54; 4.98 for ILC 3843- ILC 4291- ILC 6023- ICCV-2 respectively for the first season and 28.19; 31.05; 31.89, 28.27 for the second season respectively.

The association of high potential yields with low adaptability already mentioned here also been detected in other works (Laing and Fischer, 1977; Karamatos and Papatheohari, 1999).

The average of seed yield was from 595 /kg/ha in ILC 4291 to 673.33/kg/ha in ILC3843 and 0/kg/ha in the four sensitive varieties at the first season this average increases at the second season. The increase of grain yield was a result of increasing of rainfall and water use efficiency at the second season.

Conclusion

The number of pods per unit dry matter weight was an effective indicator of water limitation during pod formation.

Our results indicate that the number of seeds per pod can be used as an estimator o f seed abscission rate.

References

Allard, R .W., and Bradshaw, A.D.,1964. Implications of genotyp-environmental interactions in applied plant breeding. *Crop. Sci.* 4:503-507.

FAO, 1999.Production Year Book, Tood and Agricultural Organisation: Rome.

FAO, 2001. Production Year Book, Tood and Agricultural Organisation: Rome .Fisher and Maurer, 1978;

Laing,DR and Fisher, RA 1977.Adaptation of semi dwarf wheat cultivars to rainfed conditions. Euphytica 26: 129-139.

Hamdi A. and Erskine W. .1996.Sources of winter hardiness in wild lentil.Genetic Resources and Crop Evolution.43(1) : 63-64

Karamanos A.J and Papatheohari, A.Y. Assessment of Drought Resistance of Crop Genotypes by Means of the Water Potential Index .Crop science.39:1792-1797.

Karamanos A.J. 1984 .Ways of detecting adaptive responses of cultivated plans to drought. In: Margaris N.S., et al. , ed. Being alive on land. The Hague: Tasks for vegetation science pages 91-101.

Khana-Chopra,R., and Sinha, S.K.,1987 .Chickpea physiological aspect of growth and yield in: The chickpea(Ed. M.C .Saxena, and K.B.Singh)163-193.

Saxena, M.C.,1987. Agronomy of chickpea. In: Saxeana M.C, Singh, K.B.,(Eds.)The chickpea. CAB International, Wallingford, Uk.207-232.

Saxena, M.C.,1984. Chickpea. In: Goldworthy, P.R., Fisher, N.M.,(Eds.). The Physiology of tropical field crops, Wiley, New York,207-232.

Smillie R. M. and Hetherington S.E.,1983. Stress Tolerance and Stress-Induced Injury in Crop Plants Measured by Chlorophyll Fluorescence In Vivo Chilling, Freezing, Ice Cover, Heat, and High Light. Plant physiology 72: 1043-1050.

Silim, S.N., Saxena, M.C.,1993. Adaptation of spring sown chickpea to the Mediterranean basin .I. Response to moisture supply, *Fleld Crops Res* .34:121-136.

Singh, K.B., Saxena, M.C., 1999. Chickpea. (Eds.) Macmillan education LTD London and Basingstoke printed in Hong-Kong.

Zhang,N., Portis, A..R.,1999. ***Mechanism of light regulation of Rubisco: a specific role for the larger Rubisco activase isoform involving resuctive activation by thioredoxin-f.*** *Proc. Natl. Acad. Sci.* USA 96:9438-9443.

La gestion intégrée de l'alimentation en eau du lac Ichkeul

Dr Raoudha Lahache Gafrej
INSTITUT SUPERIEUR DES SCIENCES
BIOLOGIQUES APPLIQUEES DE TUNIS – TUNISIE
r.lahache@gnet.tn

Résumé

La particularité et l'originalité du lac Ichkeul situé au Nord de la Tunisie et qui est classé par trois conventions internationales réside dans son système hydrologique. C'est pourquoi la survie et la pérennité de l'écosystème du lac Ichkeul est fortement tributaire de son alimentation en eau. Ainsi, une attention spécifique a été accordée à la gestion de l'eau du complexe lac/marais.

Cette étude montre l'importance du suivi scientifique pour la compréhension des processus écologiques pour en définir les besoins en eau du lac. Cette étude montre également que l'écosystème de l'Ichkeul s'est montré très résilient puisqu'après une période de sècheresse assez longue, l'équilibre du système s'est rétabli. Ceci aussi permet de conclure que la mobilisation des eaux du nord (construction de trois barrages en amont) qui était au départ au dépend du lac pourrait être en sa faveur par le transfert de l'eau des barrages plus lointain.

Cette étude démontre aussi, que l'alimentation en eau du lac Ichkeul ne suffit pas à elle seule à la préservation de cet écosystème. Différentes mesures doivent accompagner cela au niveau de la gestion intégrée du bassin versant en entier telle que la protection des terres avoisinantes contre l'érosion, la gestion des déchets liquides et solides à l'intérieur du bassin versant .

INTRODUCTION

Au XIIIème siècle et sous la dynastie hafside, le site de l'Ichkeul a été institué réserve de chasse. Ce n'est qu'à partir de 1948 que le statut foncier de cet espace a été officialisé : immatriculation du Djebel, la Garâa a été instituée Domaine Public Hydraulique alors que les marécages ont été affectés au Domaine Public et aux Terres Domaniales. L'intérêt international de ce site a été officialisé pour la première fois en 1965 par la déclaration du site comme zone humide d'intérêt international (IUCN). En 1974, l'Etat tunisien a confié à la Direction Générale des Forêts (DGF), relevant du Ministère de l'Agriculture, la gestion des marais Est. A partir de 1976, les marais ont été clôturés, la chasse et la pêche interdites dans l'enceinte du site et sur le plan d'eau. Les opérations de classement ont été intensifiées à partir de 1977, par l'intégration du site au Réseau Mondial des Réserves de la Biosphère (UNESCO), puis au Patrimoine Mondial Naturel en 1979.

En 1980, le site a été classé Zone Humide d'Intérêt International (RAMSAR), Patrimoine Mondial Naturel et Culturel (UNESCO) et décrété Parc National par l'Etat tunisien. Cette date a coïncidé avec la programmation de l'établissement en amont de la Garâa de 6 barrages (Plan Directeur des Eaux du Nord) et de l'assainissement des plaines de Mateur. La réglementation du Parc a été mise en place par le Ministère de l'Agriculture en 1984. Conscientes du déséquilibre qui menace la zone humide, inhérent principalement au déficit des apports en eau douce (remplissage des deux barrages de Joumine et de Ghezala, respectivement à partir de 1983 et de 1984, puis de Sejnane à partir de 1994) les instances nationales et internationales ont réagi par la mise en place de mesures d'urgence (construction d'une écluse en 1989), suivies d'une réflexion générale pour la sauvegarde du site (Séminaire International en 1990) et le lancement en 1993 d'une étude pluridisciplinaire ayant comme objectif la sauvegarde du Parc National de l'Ichkeul. Ces faits majeurs, ont été accompagnés d'actions de suivi et d'actualisation des données qui ont vérifié le dérèglement transitoire issu de ce nouveau contexte.

La particularité et l'originalité du lac Ichkeul réside dans son système hydrologique. C'est pourquoi la survie et la pérennité de l'écosystème du lac Ichkeul est fortement tributaire de son alimentation en eau. Ainsi, une attention spécifique a été accordée à la gestion de l'eau du complexe lac/marais dans le cadre de l'étude du plan d'aménagement et de gestion du lac Ichkeul.

La construction de trois barrages sur trois oueds alimentant le lac durant les années 90 conjugués avec une série d'années sèches a fortement endommagé le fonctionnement de l'écosystème. Mais dès la première année très humide de 2002/2003, l'écosystème s'est montré très résiliant et une restauration généralisée de l'écosystème a été observée. La gestion de l'écluse a également participé au maintien des conditions favorables de l'évolution de l'écosystème. Seule la production de la pêche par la Société Tunisienne des Lagunes (STL) continue à souffrir d'un manque à gagner. Ceci nous emmène à constater que même si les intérêts de l'homme qui fait parti de l'écosystème, doivent également être conservés, il apparaît difficile de concilier un intérêt écologique avec un intérêt commercial basé essentiellement sur un profit.

I. L'EAU POUR LA PRESERVATION DE L'ECOSYSTEME DE L'ICHKEUL

1.1 Hydrologie et apports en eau

Le lac Ichkeul constitue l'exutoire naturel de plusieurs cours d'eau drainant un bassin versant de superficie totale de 2080 Km^2. Citons :

- l'oued Sejnane à l'ouest sur lequel un barrage a été construit et mis en eau en 1994,

- l'oued Joumine au sud sur lequel un barrage a été construit et mis en eau en 1983,
- l'oued Ghezala sur lequel un barrage a été construit et mis en eau en 1984,
- l'Oued Tine (affluent rive droite de l'oued Joumine sur lequel un barrage est prévu
- l'oued Douimis (et oued Morra au Nord) sur lequel un barrage est prévu,
- L'oued Melah à l'ouest sur lequel un barrage est prévu,
- Plusieurs autres petits cours d'eau : oued Belloua et Cherchara (30 km^2), oueds Oum El Jema et Msaken (10 et 19 km^2), Ouest Métrif et Melah (14 et 25 km^2).

Les apports moyens de ces oueds sont récapitulés dans le tableau suivant :

Apports d'eau au lac Ichkeul – Acte de l'atelier de 2003

Oueds	**Surface** (km^2)	**Pluie moyenne** (mm/an)	**Apport** (Mm^3/an)
Sejnane	460	825	105
Douimis	66	635	11
Melah	179	720	40
Ghezala	53	680	10
Joumine-Tine	1100	575	157
Msaken-Omjema	29	550	4
Metrif Melah	42	550	2,5
Autres petits oueds	133	550	10,5
Total	1991	650	340

En outre le lac de superficie variant de 78 km^2 à 110 km^2 en hiver reçoit une moyenne de 650 mm/an, ce qui génère un apport direct moyen de 63 Mm^3. L'évaporation moyenne annuelle est estimée à 122 Mm^3.

Le lac Ichkeul étant relié à la lagune de Bizerte par l'Oued Tinja. En période estivale le lac Ichkeul reçoit de l'eau de la lagune (environ 64 Mm^3) et en hiver c'est plutôt le lac qui se déverse vers la lagune (345 Mm^3).

Le lac est également l'exutoire de la nappe de Mateur qui lui fournit une moyenne de 15 Mm^3/an. Le lac reçoit également les eaux de drainage de la plaine de Mateur. Le débit annuel varie entre 1 et 4 Mm^3/an.

Les apports à l'Ichkeul sont caractérisés par une très grande variabilité annuelle et saisonnière. En effet, pour une période de retour de 20 ans, en année sèche ces apports sont de 150 Mm^3 alors qu'ils sont de 650 Mm^3 en année très humide. Cette particularité des écosystèmes méditerranéens a été bien prise en compte lors de la réalisation du modèle hydrologique de prévision élaboré en 1996. En effet, la série historique, période de référence du modèle, est de 1953 à 1992 a été caractérisée par le maintien des différents écosystèmes en dépit de successions d'années plus ou moins favorables à leur développement et représente par conséquent un échantillon représentatif des variations climatiques dont des irrégularités annuelles caractérisent la région.

La salinité du lac constitue un paramètre fondamental pour l'écosystème. Durant un cycle annuel, les eaux du lac sont douces pendant l'hiver et peut atteindre 30 g/l à la fin de l'été.

Cette salinité connaît également une très grande variabilité interannuelle liée aux apports d'eau des oueds et l'échange avec la lagune de Bizerte. Durant des périodes de sècheresse, la salinité peur dépasser 60 g/l.

1.2. Les besoins en eau

Dans le modèle de prévision (BCEOM, 1996), les conditions de milieu dans lesquelles s'est développé l'écosystème ont été schématisées au moyen de « contraintes écologiques ». A ces contraintes sont associées des périodes de retour permettant de préciser la fréquence des années où ces conditions doivent êtres remplies. Ces contraintes portent sur les compartiments de Potamogeton perctinatus-Oiseaux, des Marais-Scirpes-Oies et des Poissons-pêche. Chacune de ces contraintes est exprimée à l'aide de l'un ou plusieurs des paramètres au niveau du plan d'eau du lac, de salinité moyenne du lac, et du débit de l'oued Tinja.

En plus de ces contraintes, on a considéré deux conditions de satisfaction :

- 1er cas : il s'agit d'une fréquence égale à 0,5 (rapport du nombre d'années favorables sur un nombre totale d'années, par exemple 20 années sur 40, soit 0.5).
- 2ème cas : en plus de la fréquence de retour, on introduit une contrainte sur la distribution des bonnes ou de mauvaises années, par exemple : au minimum 4 bonnes années consécutives favorables par période de 10 ans).

Compte tenu de ce qui précède, le modèle de prévision a permis de retenir que les apports totaux au lac maintenu au niveau de 280-290 Mm^3/an permettraient la satisfaction des contraintes écologiques des compartiments Potamos-Oiseaux, Marais-Scirpes-Oies, Poissons et Larves marines. Dans ces conditions les apports en provenance des barrages (lâchés et déversés) seraient compris entre 145 (3 barrages en eau) et 165 Mm^3/an (4 Barrages en eau).

1.3. Objectifs de la gestion de l'eau du lac

Compte tenu de ce qui précède, il faut garder à l'esprit que l'objectif recherché pour la sauvegarde des écosystèmes n'est pas la satisfaction systématique, chaque année, des contraintes biologiques de chacun des compartiments, mais plutôt une certaine récurrence de satisfaction de ces contraintes sur une longue durée. Aussi, les besoins en eau de l'écosystème sont variables et ne peuvent être connus d'avance. L'outil de gestion est le modèle hydrologique qui après être mis à jour devrait donner les volumes d'eau à lâcher par les barrages. Ainsi, on ne peut parler d'un volume fixe des besoins en eau.

Aussi, par rapport à cette dimension interannuelle et à la complexité des exigences qu'implique les équilibres écologiques des écosystèmes, il n'est pas souhaitable de rechercher à optimiser la gestion dynamique des barrages et celle de l'écluse en fonction de l'état du lac à un instant donné. En effet, le maintien de bonnes conditions écologiques toutes les années ne pourraient pas conduire à la sauvegarde du parc national tel qu'il était avant car c'est la succession des années bonnes et mauvaises années passées pour chaque compartiment qui a conditionné l'équilibre entre les différents compartiments écologiques et l'originalité du système Ichkeul tel que nous le connaissons.

Les résultats obtenus ces trois dernières années (ANPE, 2005) montrent ainsi que malgré la succession d'années particulièrement difficiles, les écosystèmes conservent des capacités de régénération qui s'expriment de façon durable dès que les conditions de milieu deviennent à nouveau favorables. Ceci est particulièrement vrai pour les potamogétons dans le lac. Ces constations sont particulièrement importantes pour la gestion du parc national et notamment la gestion hydrique du lac et des marais. En effet, elles viennent conforter les options prises de gestion interannuelle des divers ouvrages hydrauliques notamment de l'écluse puisqu'il s'avère que les écosystèmes subsistent en dépit de la présence de « mauvaises années » et même comme cela a été le cas dans le passé, sont façonnés par celles-ci.

Ces évolutions viennent bouleverser les hypothèses les plus pessimistes sur le devenir de l'Ichkeul à la fin des années 1990 et montent l'importance de la recherche scientifique pour une meilleure compréhension des écosystèmes.

Nous retenons que les écosystèmes s'adaptent aux conditions naturelles relativement sévères et se régénèrent dès que les conditions s'améliorent. Ceci nous conduit à proposer à ce que le modèle hydrologique soit revu pour une actualisation des périodes de récurrence adoptées qui semblent être trop pessimistes.

II. LA SEDIMENTATION DU LAC

La sédimentation d'un lac est un phénomène naturel mais qui doit être suivi pour la recherche de solutions nécessaires aux maintiens des conditions écologiques recherchées.

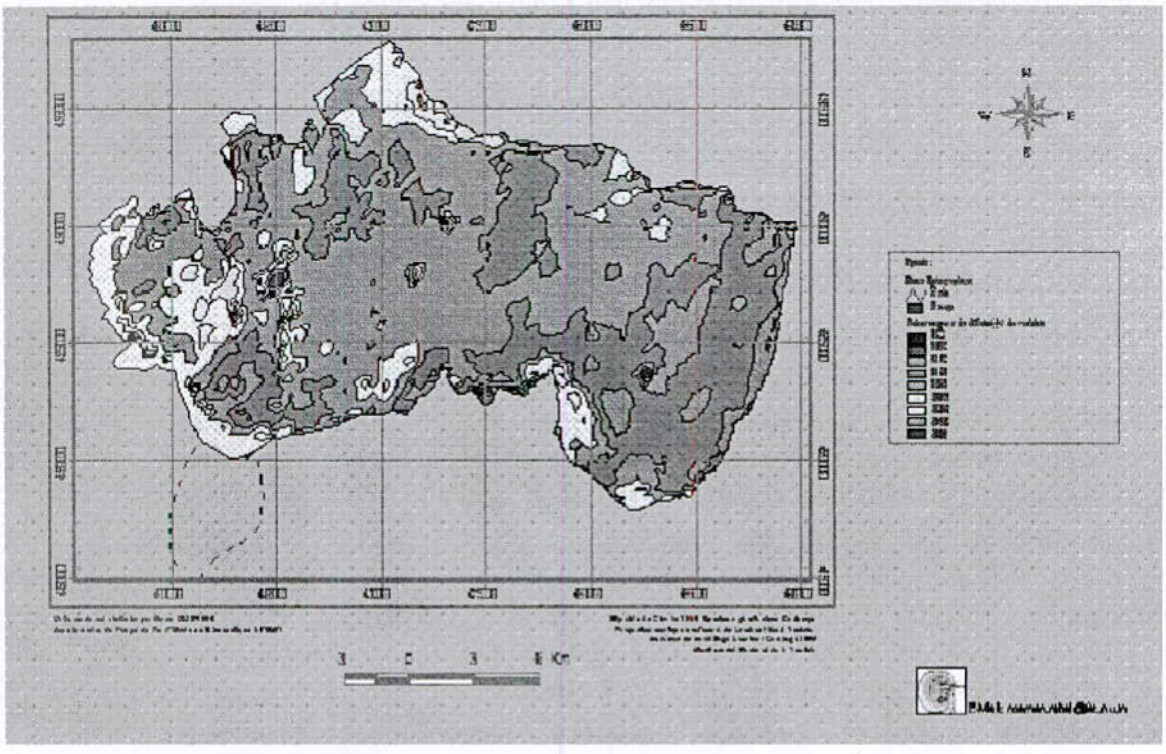
Aussi, le problème du lac ne provient pas uniquement de la disponibilité en eau mais de son état d'envasement. Depuis 2002/2003, les apports en eau au lac ont été importants permettant la réhabilitation du système mais apportant aussi une quantité de sédiment assez importante.

La construction des trois barrages a été en partie bénéfique au lac car sans ces barrages, les périodes pluvieuses auraient été néfastes aux conditions écologiques du lac et l'écluse n'aurait pas pu les résoudre. En effet, les barrages retiennent une partie de l'érosion sur le bassin versant et même en cas de lâchers, les sédiments qui arrivent dans le lac ne représentent qu'une partie de ce qui serait arrivé sans les barrages.

L'étude la sédimentation du lac en comparant les bathymétries de 1994 et 2004 (Ouerghi, 2006) a permis de déduire que le lac a reçu durant ces 10 années environ 10 Mm^3. La bathymétrie du lac a par conséquent évoluée car environ 81,5% du lac a subi une sédimentation (diminution de la hauteur d'eau) alors que 18,5% a subi un affouillement (augmentation de la hauteur d'eau). Cette sédimentation est en moyenne de 12 cm. La sédimentation à l'amont de l'écluse a été très importante. En effet, malgré le dragage réalisé dernièrement par la Société STL, si l'on considère une hauteur au niveau de l'écluse de 0,8 m NGT, le volume de sédiment est de 0,92 Mm^3. Si l'on tient compte seulement d'une hauteur de 0,6 m NGT au niveau de l'écluse, la surface à draguer éventuellement serait de 1,5 Km^2 pour un volume de 0,66 Mm^3.

Compte tenu des années de sècheresse qu'a connu le lac durant les années 90, nous prenons l'hypothèse que le maximum des apports de sédiment a eu lieu durant la seule année très humide 2003/2003. Si l'on suppose que 50% des apports en sédiments sur les 10 dernières années ont été apporté par l'année 2002/2003 (5 Mm^3 de sédiment pour 473 Mm^3 d'apport en eau) et compte tenu que les années 2003/2004 (782 mm et apport total de 213 Mm^3), et 2004/2005 (894 mm et 535 Mm^3) ont été également favorables du point de vue écoulement, on peut penser que le lac a reçu depuis la dernière bathymétrie en moyenne 8 Mm^3 en plus, ce qui représente en moyenne 9,5 cm de sédiments en plus. Cette estimation est bien entendu grossière mais elle tient compte du fait que l'année 2004/2005 est de 57% plus humide que celle de 2002/2003 et que durant les années hydrologiques de 2002/2003, 2003/2004 et 2004/2005, le lac a reçu 1221 Mm^3, soit l'équivalent de 2,88 fois ce qu'il a reçu sur la période de 1994/1995 à 2001/2002 (423 Mm^3).

Etat en 2003 de la sédimentation du lac Ichkeul. Extrait de Ouerghi, 2006.



Compte tenu de ce qui précède, on peut penser que depuis 1994 à ce jour le niveau des sédiments dans le lac a augmenté d'une moyenne de 21,5 cm, c'est ce qui explique en partie l'élévation très importante des niveaux d'eau dans le lac durant l'année 2004/2005 (2,5 m NGT selon le rapport scientifique de l'ANPE). Une comparaison des niveaux d'eau rattachés au NGT durant ces trois dernières années durant la période d'inondation totale des marais et du lac donnera une idée de la hauteur des sédiments accumulés durant ces années. Il faut noter que cette sédimentation qui est malgré tout bénéfique pour l'inondation des marais.

Ainsi, les périodes très humides successives ne seront pas bénéfiques au lac du point de vue sédimentation car, même si le lac apparaît plein la hauteur d'eau, qui est un paramètre fondamental des différents compartiments, dans certaines zones pourra diminuer considérablement. Ainsi, un dragage périodique devra être réalisé en cas de période humide successives ce qui à long terme justifiera l'acquisition d'une drague afin de minimiser le coût de cette activité. Le dragage doit être réalisé essentiellement en amont de l'écluse.

Ainsi, un suivi pour estimer les apports en eau des différents oueds par la recherche et l'établissement des courbes de tarage et des mesures des MES devront être systématiquement réalisées de manière concomitante. On partira sur la base d'une mesure mensuelle par affluent en essayant de varier les conditions découlements. L'aide d'un hydrologue/spécialiste en météorologie est nécessaire pour le traitement des données et le calcul des débits.

III. POUR UNE MEILLEURE GESTION DU LAC

3.1. Gestion à court terme

A court terme, il conviendra de finaliser l'actualisation du modèle hydrologique qui est l'outil essentiel pour la gestion de l'écluse compte tenu du degré de satisfaction de la demande en eau du lac simulée par le modèle hydrologique. Compte tenu de la réhabilitation spectaculaire de l'écosystème du lac Ichkeul, il conviendra d'effectuer la simulation du modèle actuel pour

essayer de reproduire la période de 2003 – 2005. Cette opération permettra d'orienter les actions à mener pour une meilleure validation des paramètres du modèle. Des mesures des matières en suspension devront être effectuées au niveau des différents oueds. Ces mesures permettront à moyen et long terme de mettre au point un modèle de sédimentation qui sera couplé au modèle hydrologique.

3.2. Gestion à moyen terme

Pour le moyen terme, actuellement, l'ANPE dispose des données de suivi scientifique de 10 années. Il conviendra de valider ces données et de dégager des nouveaux indicateurs pouvant expliquer certaines évolutions écologiques. D'autres données permettront de recalibrer certains paramètres du modèle.

Aussi, parmi les solutions pour une bonne gestion de l'eau dans le lac à moyen terme on propose d'effectuer:

- le suivi de la sédimentation et des apports en sédiments au niveau des principaux cours d'eau sur au moins cinq années pour permettre la modélisation de la sédimentation dans le lac. Des suivis bathymétrique sera également nécessaire à la fin des périodes humides/sèches.
- l'acquisition des terres agricoles avoisinantes pour constituer un périmètre de sauvegarde du lac.

Une étude complémentaire pourra être réalisée pour définir la possibilité de mettre en place un système de Primes pour Services Ecologiques (PSE) que l'on pourrait attribuer aux agriculteurs du bassin versant de l'Ichkeul afin de limiter l'utilisation des engrais et le travail du sol dans le sens de la pente des terres limitrophes au parc qui est à l'origine d'une quantité importante de sédiments.

La gestion de l'eau au niveau du lac dépend également de tout ce qui se passe sur le bassin versant de l'Ichkeul. En effet, une amélioration de la conservation des eaux et du sol doit être entreprise ainsi que la possibilité d'opter pour des cultures biologiques utilisant le moins possible de fertilisants et de produits chimiques divers.

A long terme, il faudra que la gestion du lac Ichkeul tienne compte des impacts directs et indirects des changements climatiques sur l'équilibre des écosystèmes. En effet, l'élévation de la température, du niveau de la mer et les conditions pluviométriques pourront affecter considérablement l'équilibre physico-chimique et par conséquent écologique du lac. La gestion de l'Ichkeul doit être revue pour la gestion des périodes extrêmes (sècheresses et inondations). Il conviendra également de repérer un seuil critique de l'état écologique du lac et de trouver les solutions nécessaires permettant une adaptation efficace du lac.

En réalité, l'écluse aura un rôle bénéfique pour le lac en cas de sècheresse, ce qui n'est pas forcément le cas pour la société STL. Cette société devrait penser à prendre une assurance spécifique aux conditions climatiques extrêmes qui couvrira en partie les pertes occasionnées à cette société ou procéder avec la révision des frais d'exploitation de la concession en tenant compte des conditions de sècheresse.

Dans le cas des périodes pluvieuses intenses. D'autres scénarios devraient être étudiés par le modèle hydrologique mis à jour pour entre autre identifier d'autres paramètres pour la production halieutique qui montre que même pour les années humides, la production est restée faible.

L'actualisation en cours du modèle hydrologique devra être suivie à moyen terme d'une révision de certains paramètres pour assurer la bonne gestion de l'eau au niveau du lac ; cette réactualisation du modèle doit prendre en considération :

- la révision des indicateurs écologiques (période de récurrence essentiellement) tenant compte des résultats du suivi scientifique,
- la prise en compte de la sédimentation du lac compte tenu de la dernière campagne bathymétrique,
- l'intégration des nouvelles données météorologiques : pluviométrie, température, humidité de l'air, etc.,
- la prise en compte des modèles de gestion des nouveaux barrages,
- l'intégration des effets du changement climatiques sur le lac,
- la révision de la gestion de l'écluse qui devrait tenir compte des périodes extrêmes d'apports d'eau.

Enfin, pour une valorisation d'un courant d'eau qui existe toujours en amont de l'écluse, nous proposons de mettre en place un projet pilote qui consiste à l'installation d'une mini centrale électrique pour la production d'énergie qui pourra servir en partie aux besoins de l'écluse. Les résultats de ce projet pourront être transposés à d'autres oueds dans le but d'une production d'électricité dont les changements climatiques vont faire croître les besoins.

3.3. Gestion à long terme

On déduit de ce qui précède, que la clef du fonctionnement et de la restauration des écosystèmes aquatiques de l'Ichkeul n'est pas simplement l'approvisionnement en eau douce dans les quantités requises. En effet, sur les 340 Mm^3 d'eau provenant au lac avant la construction des barrages, environ 100 Mm^3 proviennent des affluents non encore munis de barrages.

C'est pourquoi, le projet de construction des trois derniers barrages (sur les oueds Tine, Douimis et Melah, des affluents de l'Ichkeul) dont les travaux commenceront prochainement auront un effet non négligeable sur le lac. Selon la DG/EGTH l'objectif de ces barrages n'est pas de fournir de l'eau d'irrigation mais bien de contribuer à l'approvisionnement national en eau et d'autre part fournir de l'eau à Ichkeul. Dans ce dernier cas, ils seront surdimensionnés avec une grande capacité de stockage (un « matelas »), pour permettre de (i) stocker de l'eau durant les années humides et (ii) la relâcher les années sèches.

Aussi, des réflexions actives sont aussi entreprises par la Direction Générale des Barrages sur la possibilité de puiser de l'eau du réseau pour alimenter directement certains points spécifiques des marais. Cela étant, la politique de l'Etat est claire : le lac est un consommateur d'eau. Il a été intégré dans la gestion de l'eau. Le lac subira cependant le même sort que l'agriculture en cas de sècheresse car l'approvisionnement en eau potable reste la priorité de l'Etat. Il apparaît donc claire que la gestion de l'eau pour le lac doit tenir compte d'un déficit considérable en cas de sècheresse. D'où la nécessité d'adapter la gestion du lac à ses considérations extrêmes. La gestion du lac doit intégrer la gestion de crise qui devra être simulée par le modèle hydrologique.

Il reste à vérifier les propositions du Directeur Général des Barrages et des Grands Travaux Hydrauliques à travers le modèle hydrologique de l'Ichkeul, pour calculer exactement (i) comment les trois nouveaux barrages pourront stocker et relâcher l'eau, et (ii) apprécier leur impact sur l'écosystème de l'Ichkeul. Il est évident que les barrages vont influencer le volume et la périodicité des crues qui se déversent actuellement de façon naturelle dans le lac. Il est même possible qu'ils produisent à moyen terme un effet bénéfique, mais ceci reste à démontrer à travers un processus de modélisation et d'évaluation, lequel peut juger des impacts à moyen et à long terme.

A moyen et à long terme, les études antérieures ont souligné les risques de dérive écologique dans les scénarios à écluse fermée. La sélectivité imposée aux espèces par les fluctuations saisonnières et interannuelles de niveau et de salinité n'est plus aussi marquée. De nouvelles espèces ont donc la possibilité de concurrencer, voire de supplanter les espèces importantes dans le fonctionnement normal du système. Même si actuellement on ne parle plus d'écluse fermée, mais d'écluse gérée, il conviendra de surveiller l'évolution de la tendance à l'eutrophisation qui peut augmenter dans un premier temps.

En cas de sècheresse, et dans la mesure où la continuité d'apports ne peut être assurée sur le long terme, il est préférable d'envisager dès maintenant, en utilisant le modèle hydrologique, un objectif de sauvegarde du parc national ou les caractéristiques qui font l'intérêt international du parc national de l'Ichkeul sont sauvegardées en priorité. Cet objectif peut être atteint avec une option d'écluse fermée avec des avantages et des inconvénients.

Enfin, rappelons que la gestion de l'eau doit également tenir compte de l'aspect socio-économique puisque le lac est géré en concession pour la pèche par la société STL qui rencontre différents problèmes : diminution de la profondeur d'eau pour les barques (problème d'envasement), augmentation de la superficie de potamot qui empêche la pèche sur environ 2/3 du lac et rend difficile le passage des barques.

Aussi, l'option écluse fermée ne permet pas de conserver l'ensemble de l'écosystème lac/marais. Il y'a artificialisation du milieu avec conservation des espèces les plus remarquées. La possibilité d'une mise en place d'une écloserie lagunaire dont le but sera de produire les alvins (2-3 cm) nécessaires pour repeupler le lac doit être bien étudiée car nous pensons que cette solution présente quelques risques. En effet, il faudra faire une étude d'impact de peuplement artificiel d'un lac qui contient en cas de sècheresse peu d'eau et de salinité élevée.

IV. OUTILS DE GESTION FUTURE

Pour réaliser une gestion durable du Parc, réussir sa restauration et faire du parc le moteur de développement de ses environs, il est essentiel d'une part de résoudre ce fractionnement de l'autorité des organisations chargées de sa gestion, d'autre part, il est fortement souhaitable d'accorder au parc une structure administrative autonome et un budget et de renforcer l'autorité du principal gestionnaire en lui donnant un statut qui lui permette de traiter directement avec les autres intervenants à des niveaux institutionnels appropriés.

Le modèle hydrologique doit être mis à jour et reconnu par toutes les parties comme outil de gestion indispensable.

La mise à jour du modèle doit se baser sur les nouvelles données obtenues par le suivi réalisé par l'ANPE durant les 10 dernières années des différents paramètres climatiques, physicochimiques et biologiques. Aussi, il apparaît nécessaire le couplage du modèle hydrologique à un modèle d'érosion ou de sédimentation du lac. Pour cela un suivi des apports des matières en suspension des différents oueds doit être mis en place pour constituer la base de données du calage du modèle d'érosion/sédimentation.

Les contraintes de lâcher de l'eau pour le lac doivent être aussi prédéfinies par les gestionnaires des ressources en eau.

Sur le plan institutionnel et organisationnel, le modèle proposé par l'étude de 1996 reste valable moyennant l'intégration des propositions suivantes. Le comité scientifique formé par un ensemble d'experts de renommé nationale et d'un représentant de la société STL aura la charge de valider le suivi scientifique et les résultats des différents chercheurs pour l'intégration de ces résultats dans le modèle hydrologique et peut être proposera de nouveaux

axes de recherche imposés par l'évolution du milieu. Ce comité sera nommé par décret. Il conviendra également de nommer un responsable « eau » au sein de l'équipe chargée de la gestion du parc. Ce responsable aura la charge du fonctionnement du modèle hydrologique et par conséquent de définir les quantités d'eau à lâcher par les barrages. Le responsable eau doit travailler en collaboration avec les autres responsables faune, flore, etc. Le responsable « eau » exprime les besoins en eau au directeur du parc qui les transmettra au Ministère de l'Agriculture. Un membre du Ministère de l'Agriculture pourra être nommé pour la mobilisation des eaux qui sera le vis à vis du directeur du parc.

Il faudra par conséquent instaurer un dialogue permanent entre le gestionnaire du parc et le comité de mobilisation de l'eau au sein du Ministère de l'Agriculture afin que les décisions soient prises sans retard pour assurer le bon fonctionnement du système.

En effet, les besoins en eau du parc seront exprimés par le modèle, transmis au Ministère de l'Agriculture qui transmet les quantités pouvant être lâchées, compte tenu des contraintes du gestionnaire des ressources en eau, qui peuvent être inférieures aux besoins exprimés. Une réévaluation des besoins par le responsable « eau » devra être effectuée dans les 2 à trois mois qui suivent compte tenu des lâchers possibles et de l'évolution des conditions pluviométriques sur le lac.

Une analyse réalisée par l'équipe de suivi de l'ANPE (rapport de suivi de l'ANPE de l'année 2004/2005) a fait ressortir que même sans barrages, le lac Ichkeul aurait souffert des conditions hydrologiques déficitaires. Aussi, rappelons que la mobilisation des eaux du Nord est en partie en faveur du lac Ichkeul puisqu'il pourra être alimenté par les eaux en provenance du barrage Sidi El Barrak en cas de déficit hydrologique sur les barrages du bassin de l'Ichkeul. Ce transfert d'eau nécessite beaucoup d'énergie, c'est pourquoi, une étude économique environnementale doit être réalisée pour définir le coût économique de ce transfert qui sera à définir pourra être supporté par le lac Ichkeul pour la conservation de l'écosystème (ce coût pourra être supporté en partie par la société STL).

Le plan de gestion doit bénéficier et être alimenté des démarches conduites dans le cadre d'un agenda 21 du bassin de l'Ichkeul et inversement. Ainsi une forte collaboration entre le gestionnaire du par et le comité de réalisation de l'agenda 21 au sein du Ministère de l'Environnement et du Développement Durable doit être envisagée. Le gestionnaire du parc et un représentant du comité scientifique doivent faire partie du comité de mise en place de l'agenda 21.

En période humide, on a vu lors de ces trois dernières années que l'inondation des marais est possible. En période moyenne, les lâchers du barrage Joumine ne bénéficieront pas aux marais de Joumine compte tenu du creusement du canal de Joumine ce qui nécessite une solution pour l'inondation des marais tel que le comblement du canal. Il faut aussi retenir que toute solution qui permet de dévier l'eau de l'oued Joumine au marais est une quantité en moins pour le lac. Il conviendra donc de préciser par la modélisation les priorités dans le cas d'année moyenne ou sèche. Pour les marais du Melah, la Direction de l'EGTH propose de dériver de l'eau à partir de la conduite reliant les retenues de Sejnane et Melah ce qui donnerait la possibilité de lâcher de l'eau directement sur les marais moyennant quelques travaux. Cette proposition nous paraît peu nécessaire car en période humide, les marais sont inondés naturellement et en période sèche, s'il n'y a pas d'eau pour le lac, on voit mal comment on pourra dégager de l'eau pour les marais.

BIBLIOGRAPHIE

Baccar, L., Smart, M., Tiéga, A. & Triplet, P. 2000. Rapport sur une mission au Parc National d'Ichkeul, Tunisie, du 28 février au 4 mars 2000. Centre du Patrimoine Mondial de l'UNESCO, UICN et Bureau de la Convention de Ramsar. Unpublished report. 10 pp.

BCEOM, Fresenius Consult, CE Salzitter, Studi. 1996. Etude pour la sauvegarde du Parc National de l'Ichkeul. Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire. Tunis.

BRL Ingénierie. 2001. Projet de Conservation de la Diversité Biologique et de Gestion des Aires Protégées. Mission A : Gestion des Aires Protégées. Diagnostic, orientations d'aménagement et de gestion, Plan d'action sur 5 ans. Parc National de l'Ichkeul. République Tunisienne, Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire. Tunis. 90 pp + annexes.

Bureau Ramsar 1996. Résolution VI.1: Définitions de travail des caractéristiques écologiques, lignes directrices pour décrire et maintenir les caractéristiques écologiques des sites inscrits et principes opérationnels du Registre de Montreux.

Hollis, GE (ed.). 1986. HOLLIS G.E. The modelling and management of the internationally important wetland at Garaet El Ichkeul, Tunisia. IWRB Special Publication 4. International Waterfowl and Wetland Research Bureau. Slimbridge, England. 121 pp.

Ministère de l'Agriculture Direction Générale EGTH (1992) – Envasement des retenues de barrages tunisiens. 15 P.

Sarra Ouerghi, 2006. Développement d'un SIG à intérêt environnemental sur le lac Ichkeul. Rapport de mastère spécialisé, ENIT, 75 P.

Tomas Vives, P. (ed.) 1996. Suivi des zones humides méditerranéennes : Guide méthodologique. Publication MedWet. Wetlands International, Slimbridge, RU, & ICN, Lisbonne, Portugal. 150 pp.

CONTRIBUTION A LA GESTION DES RESSOURCES EN EAU DES BASSINS VERSANTS DE L'OUEST ALGERIEN A L'AIDE D'UN SYSTEME INFORMATISEE : CAS BASSIN VERSANT DE LA TAFNA

CONTRIBUTION TO THE WATER MANAGEMENT OF WATERSHED OF THE ALGERIAN WEST USING A SYSTEM: CASE AREA CATCHMENT OF TAFNA

***Abdelkader HAMLAT; **Djilali YEBDRI; ***Mohamed ERRIH**

**Faculté des sciences et des sciences de l'ingéniorat, Département de Génie Civil*
Route de Ghardaia université de Laghouat BP 37 G Laghouat 03000 Algérie
* hamlat2002dz@yahoo.fr - ** dyebdri@yahoo.fr - *** errih51@yahoo.fr

Résumé

La gestion des ressources en eau est un sujet de prise des décisions qui affectent le futur état des ressources en eau. Le contexte de la gestion des ressources en eau a évolué énormément durant ces dernières décennies ; Evaluer les ressources en eau exige qu'une certaine méthodologie soit appliquée. Cette méthodologie doit déterminer la disponibilité de la ressource en eau dans une unité spatiale appelé le bassin versant.

La modélisation hydrologique jouent un rôle important dans l'évaluation des ressources en eau ; le modèle SWAT (Soil and Water Assessement Tool), est l'un des modèles hydrologiques distribués les plus répandus. Il permet d'évaluer la ressource en eau dans un bassin versant d'une part, de déterminer l'impact relatif de chaque scénario que ce soit climatique ou économique, et de gérer la ressource en eau à l'intérieur du bassin en entier et dans ces sous bassin.

L'application du modèle SWAT au bassin de la TAFNA présente différente raisons car d'une part ce bassin d'une superficie de 7245 km² à l'exutoire représente le réservoir tampon de l'Ouest algérien, étant donné qu'il alimente les villes d'ORAN, de SIDI BEL ABBES et de TLEMCEN, et que l'irrigation des larges périmètres aux alentours est dépendante du bassin. C'est un important et complexe hydrosystème, et d'autre part, le bassin a été choisi afin de présenter les capacités d'adaptation du modèle SWAT et de tester les possibilités offertes par ce modèle qui prend en compte les principaux facteurs déterminant le bilan hydrique et le milieu physique. Sa mise en oeuvre nécessite de constituer une base de données et d'effectuer un calage et une validation du modèle. A partir des résultats obtenus, il ressort que le modèle reproduise au mieux les paramètres du bilan hydrologique et la manière de gestion de cette ressource dans le bassin en entier et dans chaque sous bassin de la TAFNA. Ce modèle offre des perspectives intéressantes pour la compréhension et la simulation des phénomènes à l'échelle d'un bassin versant afin de mieux gérer les ressources hydriques, ce qui constitue une aide à la prise de décision.

Mots clés : bassin versant, gestion, ressource en eau, modélisation hydrologique, modèle SWAT , Tafna, bilan hydrique

Abstract

The water management is a subject of catch of the decisions which affect the future state of the water resources. The context of water management has evolved enormously during

these last decades; To evaluate the water resources requires that a certain methodology be applied. This methodology must determine the availability of the water resource in a space unit called the watershed. Hydrological modeling play an important part in the evaluation of the water resources; model SWAT (Soil and Water Assessment Tool), is one of the distributed hydrological models most widespread. It makes it possible to evaluate the water resource in a catchments area on the one hand, to determine the relative impact of each scenario that it is climatic or economic, and to manage the water resource inside the basin in entirety and in these under basin. The application of model SWAT to the basin of the TAFNA presents different reasons bus on the one hand this basin from a surface of 7245 km² represents the surge tank of the Algerian West, since it feeds the towns of ORAN, SIDI BEL ABBES and TLEMCEN, and that the irrigation of the broad perimeters in the neighborhoods is dependent on the basin. It is important and complex a hydrosystème, and in addition, the basin was selected in order to have the capacities of adaptation of model SWAT and to test the possibilities offered by this model which takes into account the principal factors determining the water balance and the physical environment. Its implementation requires to constitute a data base for calibration and a validation of the model. From the results obtained, it arises that the model as well as possible reproduces the parameters of the water balance and the manner of management of this resource in the basin in entirety and in each under basin of the TAFNA. This model offers prospects interesting for comprehension and simulation for the phenomena on a scale of watershed in order to better manage the water resources, which constitutes a help with the decision-making.

Key words: Watershed, water management, resource water, hydrological modeling, SWAT model, Tafna, water balance.

1. Introduction

Le développement économique et social d'un pays est largement lié à ses potentialités hydriques sachant que la problématique de l'eau est indissociable du développement durable dans la mesure où l'eau doit permettre de répondre aux besoins des générations actuelles sans hypothéquer, par des effets peu ou non réversibles, la capacité des générations futures à satisfaire les leurs. C'est ainsi que, rendre cette eau disponible en quantité et en qualité aux différents usages et aux différentes générations exige une connaissance, une évaluation et une gestion parfaites de cette ressource en eau. A cet effet, il devient indispensable de préciser les lois et les modèles mathématiques, en relation avec les données hydrologiques disponibles, utilisés pour cette évaluation d'une part, et de connaître le mode de gestion de cette ressource en eau en créant des schémas directeurs d'aménagement et de gestion d'autre part.

Le modèle SWAT (Soil and Water Assessement Tool), est l'un des modèles hydrologiques distribués les plus répandus. Il permet d'évaluer la ressource en eau dans un bassin versant d'une part, de déterminer l'impact relatif de chaque scénario que ce soit climatique ou économique, et de gérer la ressource en eau à l'intérieur du bassin en entier et dans ces sous bassin. Ce modèle américain a été appliqué à de très nombreux site à travers le monde entier, il est largement utilisé aux Etats-Unis et dans certains pays européens. , on peut citer par exemple, le bassin de Motueka, de 2075 Km^2 , à la Nouvelle Zélande [Weni et al.,2003], le bassin Alban Hills, de 1000 km^2 , centre de l'Italie [Eugenio et al,.2003], et le bassin de Celone Creek de 24702 Km^2 en Italie [Giuseppe et al.,2003]. Il a été conçu pour de grands bassins versants allant de quelques centaines de km^2 à plusieurs milliers de km^2.

Le modèle SWAT, outil d'évaluation des terres et des eaux a été appliqué au bassin versant de la Tafna qui constitue le réservoir potentiel des ressources en eau de surface de toute la région Ouest de l'Algérie. Ce bassin qui a connu un effort d'investissement en ouvrages assez important commence à faire l'objet d'étude détaillée du bilan hydrique. Le modèle a été appliqué, au bassin, dans le souci d'établir un bilan hydrologique permettant aux décideurs de gérer la ressource en eau d'une manière efficace et durable.

2. Méthodologie

a. Description du modèle SWAT

L'outil de modélisation retenu dans cette étude est le modèle américain SWAT, développé par l'USDA (United State Department of Agriculture). Le modèle a été développé pour prévoir l'impact des procédures de gestion des terres sur l'eau, les sédiments et le rendement chimique de l'agriculture dans des grands bassins versants complexes, avec une utilisation des terres dans des conditions de gestion variables sur des longues périodes[Jeff et al,.1998]. Ce modèle agro-hydrologique a été appliqué pour la première fois, par G. Jeff Arnold, en 1994, et se trouve toujours en développement et en amélioration aujourd'hui. A cet effet, plusieurs versions sont disponibles dont celle qu nous avons utilisé dans cette étude, SWAT992, une version opérant sous Windows. Sa mise en œuvre nécessite une importante base de données : des séries temporelles de données météorologiques, des débits, la configuration du bassin et des cours d'eaux, les informations sur les modes d'utilisation des terres ainsi que leurs périodes et les propriétés des sols les constituant, la géométrie des aquifères, les données de la qualité de l'eau, la nature et la composition des engrais et des pesticides utilisés.

Le cycle hydrologique simulé par le modèle SWAT se base sur l'équation [Neitsch et al.2000]:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^{t} (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{perc} - Q_{gw}) \quad (1)$$

avec, SW_t : la teneur en eau finale dans le sol (mm H_2O) ; SW_0 : la teneur en eau initiale dans le sol le jour i (mm H_2O) ; t : le temps (jours) ; R_{day} : la précipitation le jour i (mm H_2O) ; Q_{surf}: l'écoulement superficiel le jour i (millimètre H_2O) ; E_a : l'évapotranspiration le jour i (mm H_2O) ; W_{perc} : l'infiltration dans la zone vadose du sol le jour i (mm H_2O) et Q_{gw} : l'écoulement de retour le jour i (mm H_2O).

Le modèle SWAT opère à l'échelle journalière, il demandera la disponibilité des précipitations à cette même échelle; dans le cas ou elle est inexistante et afin de générer les données climatiques, nécessaires aux différentes applications, le modèle SWAT utilise un générateur de climat. Ce dernier utilise les chaînes de Markov du premier ordre, basées sur la probabilité d'avoir une journée humide en fonction du jour précédent. Pour cela, il nécessite la connaissance d'un ensemble de paramètres tels que les probabilités, les températures, les radiations solaires et les vitesses de vents.

Le modèle génère les températures de l'air maximales et minimales de l'air, la vitesse du vent, l'humidité relative et la radiation solaire a l'échelle de la journée dans le cas ou elles sont inexistantes.

Le modèle SWAT détermine l'écoulement superficiel par la méthode américaine du " Curve Number " du service de conservation de l'USDA.

De nombreuses méthodes se sont développées pour le calcul de l'évapotranspiration potentielle. Le modèle SWAT utilise trois de ces méthodes à savoir celle de Penman-Monteith, de Priestley-Taylor et de Hargreaves. Ces trois méthodes se distinguent dans le type de données nécessaires à l'évaluation de l'évapotranspiration potentielle. La méthode de Penman-Monteith exige le rayonnement solaire, la température de l'air, l'humidité relative et la vitesse de vent. La méthode de Priestley-Taylor exige le rayonnement solaire, la température de l'air et l'humidité relative. La méthode de Hargreaves exige la température de l'air seulement [Neitsch et al.2000].

b. Description du bassin étudié

Le bassin en question étudié dans ce travail est celui de la Tafna d'une superficie de 7245 km² à l'exutoire, c'est un bassin international, Il déborde d'un tiers(1/3) de la superficie sur le territoire marocain. Le bassin est délimité par le principal relief des Monts de Tlemcen au Sud, entre la Méditerranée et les hautes plaines oranaises, et relayé à l'Ouest par le moyen Atlas marocain, et à l'Est par les Monts de Daïa (Saida). Il est formé par une barrière montagneuse au sud (800-1400m d'altitude) axée WSW-ENE, dominant largement au Nord, les régions des plaines de Maghnia, de Hennaya et de Sidi-Abdelli (Figure 1).

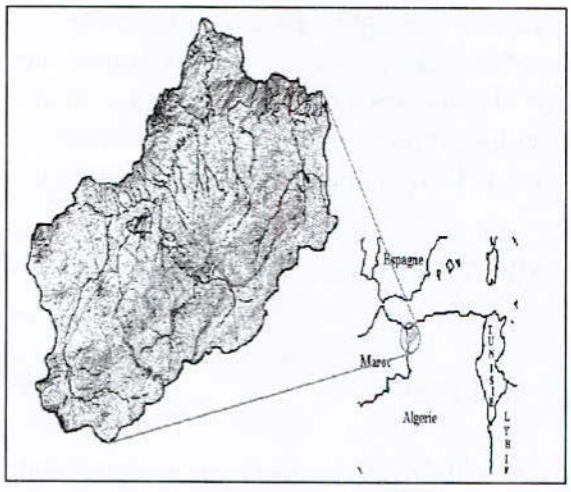


Figure 1 : Présentation du bassin de la Tafna

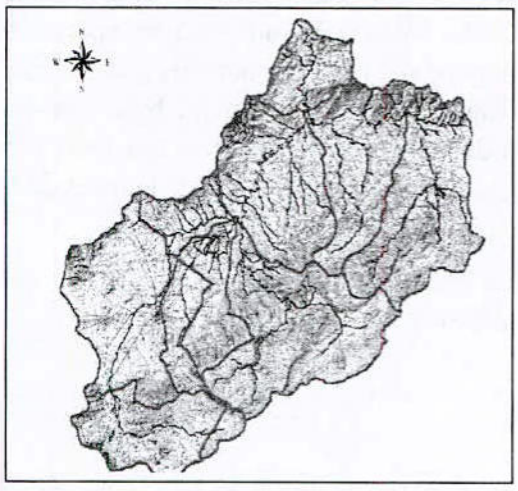


Figure2 : Représentation des sous bassin de la Tafna

Ce dernier représente le réservoir tampon de l'Ouest algérien, étant donné qu'il alimente les villes d'Oran, de Sidi Bel Abbés et de Tlemcen, et que l'irrigation des larges périmètres aux alentours est dépendante du bassin. C'est un important et complexe hydrosystème, contrôlé hydrologiquement par plusieurs stations uniformément réparties, et comportant cinq grands réservoirs en plus des importants périmètres irrigués.

Le bassin est irrégulièrement arrosé avec une précipitation moyenne annuelle de 394.3mm avec des maxima mensuels de 45mm en novembre-décembre et de 54 en février et mars, et un minimum de 1à 2mm en juillet.

c. Modélisation du bassin de la TAFNA

Le bassin versant de la Tafna a été choisi afin de présenter les capacités d'adaptation du modèle SWAT et de tester les possibilités offertes par ce modèle pour une meilleure gestion des ressources hydriques de ce bassin. L'application du modèle SWAT nécessite une banque de données, concernant le bassin étudié, afin qu'on puisse caler ou calibrer le

modèle et bien l'exploiter. Dans note cas et pour mieux valider et exploiter ce modèle nous avons mobilisé une importante banque de donnée nécessaire pour l'application de ce modèle sur le bassin de la TAFNA a travers les agences ANB, ANRH et ONM.

La modélisation du bassin de la Tafna, dans ce cas, a été effectuée en considérant neuf (09) sous-bassins et les cinq grands barrages déjà existants à savoir les barrages de Béni-Bahdel (exploité depuis 1952), d'El-Mefrouche (exploité depuis 1963), de Sidi-Abdelli (exploité depuis 1990), de Hammam Boughrara (exploité depuis 2000) et celui de Sikkak qui vient d'être achevé et qui sera exploité à partir de l'année 2005.

Deux configurations ont été prises en compte : dans la première on ne tient pas compte de l'existence des barrages implantés dans le site (apports non influencés) ; dans la deuxième on considère leur existence (apports influencés).

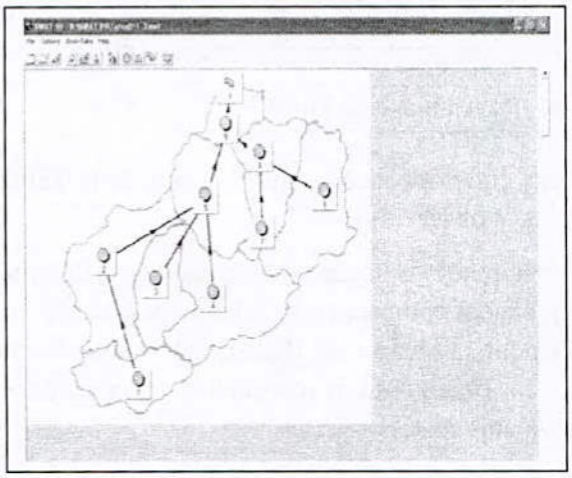


Figure 3 : La configuration du bassin de la Tafna dans SWAT (sans les barrages).

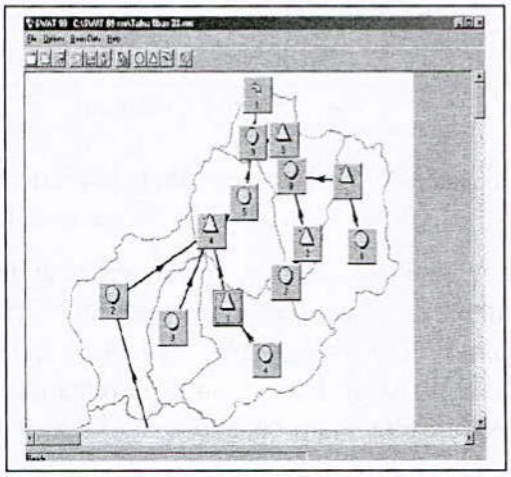


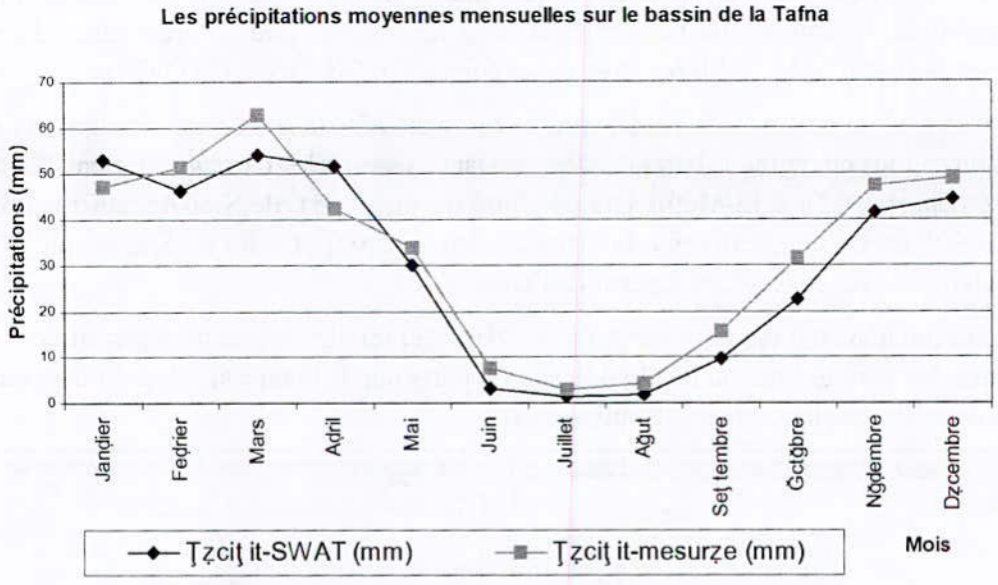
Figure 4 : La configuration du bassin de la Tafna dans SWAT (avec les barrages).

3. Résultats

Les résultats obtenus des précipitations, à l'échelle mensuelle et annuelle, pour l'ensemble du bassin ont été comparés aux valeurs mesurées.

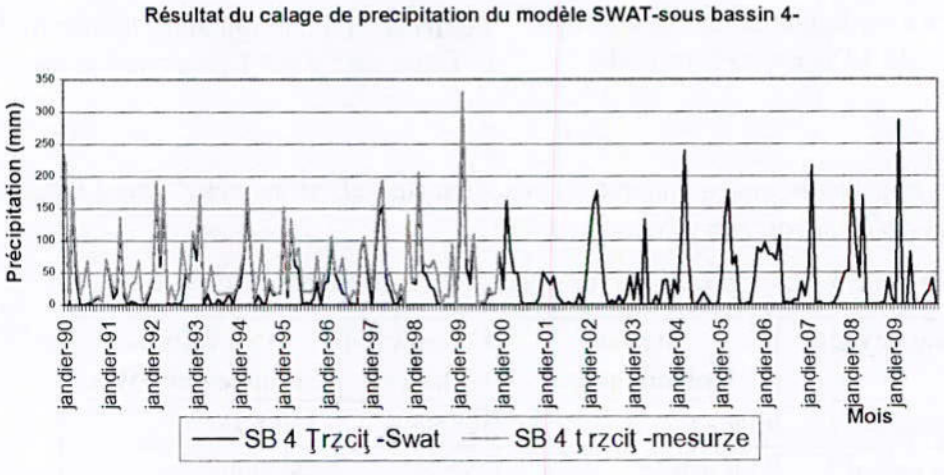
Tableau 1 : Les précipitations mensuelles des sous bassins de la Tafna

Sous bassin	Station hydrométrique	Précipitation observée	Précipitation simulée par SWAT
Sous bassin 1	Elabed	308.95	315.863
Sous bassin 2	Sidi belkheir	260.34	283.060
Sous bassin 3	Maghnia	288.96	310.855
Sous bassin 4	Beni Bahdel Bge	452.50	483.859
Sous bassin 5	Hennaya	396.65	386.612
Sous bassin 6	Sidi bounakhla	345.62	342.029
Sous bassin 7	Mefrouche Bge	643.22	657.223
Sous bassin 8	Bensakrane	390.75	381.255
Sous bassin 9	Pierre du chat	320.85	328.359



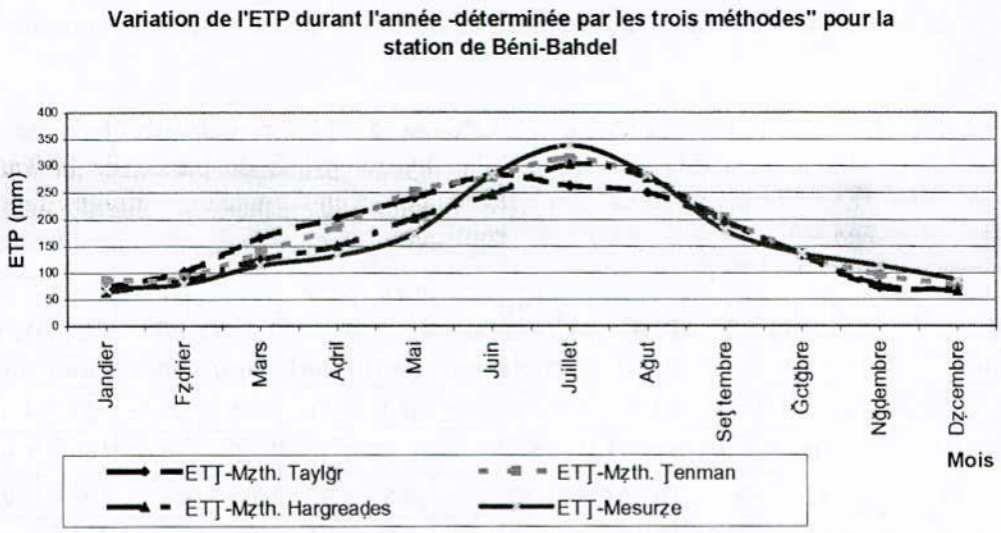
Graphe 1 : La Variation des précipitations moyennes mensuelles sur le bassin de la Tafna (Valeurs calculées et observées).

Les résultats obtenus, également pour les précipitations mensuelles pour les différentes stations utilisées (une station par sous bassin), étaient comparés aux valeurs mesurées et ont permis d'avoir le graphe suivant (graphe 2) pour la station de Béni-Bahdel (sous bassin N°4). A partir de ce graphe on remarque que les précipitations mensuelles générées par le module climatique sont compatibles avec les valeurs réelles.



Graphe 2 : Les précipitations moyennes mensuelles sur le sous bassin N°4 de la Tafna (Station de Béni-Bahdel : valeurs calculées et observées).

Rappelons que le modèle permet de calculer l'évapotranspiration potentielle par trois méthodes différentes à savoir la méthode de Penman-Monteith, de Priestley-Taylor et de Hargreaves. Les résultats obtenus pour ce paramètre ont été comparés aux valeurs mesurées (graphes 3), pour la station de Béni Bahdel (sous bassin N°4), étant donné la disponibilité des mesures au niveau de cette station.



Graphe 3 : L'évapotranspiration potentielle par les trois méthodes (Station de Béni-Bahdel).

Ces graphes nous montre la bonne simulation des trois méthodes, intégrées au modèle SWAT, pour ce paramètre du bilan hydrologique et en particulier la méthode de Hargreaves dont les résultats reproduisent assez bien la réalité du phénomène.

L'écoulement superficiel a été calé pour chaque sous bassin en ajustant le" Curve Number " propre à chacun jusqu'à ce que les valeurs simulées de cet écoulement, représenté par la variable SURQ, s'approchent des valeurs réelles observées.

Tableau 2 : L'écoulement superficiel et les apports du bassin de la Tafna et de ses sous bassins

Sous Bassin	SURQ simulé (mm)	SURQ Observé (mm)	Apport Calculé *(106 m3)	Apport observé* (106m3)
1	28.008	28.29	19.825	20.025
2	27.22	28.02	17.644	18.163
3	25.656	27.8	33.272	36.053
4	49.293	47.53	64.104	61.812
5	36.245	37.75	35.372	36.840
6	45.13	44.4	50.026	49.217
7	138.629	137.2	12.434	12.306
8	37.767	40	28.142	29.806
9	37.935	37.4	14.127	13.927
Bassin entier	39.46	34.7	274.946	278.148

L'apport total au niveau du bassin de la Tafna simulé est égal à 275 Hm^3 s'approche de l'apport mesuré par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) évalué à 250 Hm3. C'est ainsi que le tableau 2, montre que le modèle SWAT permet une bonne simulation des écoulements superficiels et par conséquent des apports.

Par conséquent, le modèle combiné aux données acquises et saisies, produit des résultats représentatifs des caractéristiques hydrologiques du bassin et des informations émanant de la collecte.

Tableau 3 : Les principaux éléments du bilan hydrologique du bassin de la Tafna sans la prise en compte des barrages dans la configuration.

TIME (Mois)	PREC (mm)	SURQ (mm)	LATQ (mm)	ET (mm)	PET (mm)	WYLD (mm)
1	53.05	5.92	0.04	25.92	73.19	5.76
2	82.83	12.19	0.06	40.71	106.95	11.95
3	54.18	8.49	0.06	46.88	167.17	8.26
4	51.53	6.75	0.06	92.76	204	6.54
5	30.08	1.21	0.04	80.23	242.22	1.12
6	3.25	0.1	0.02	11.54	288.15	0.10
7	1.43	0.01	0.01	3.33	264.02	0.01
8	1.86	0.01	0.01	2.80	249.09	0.01
9	9.65	0.05	0.00	7.12	193.63	0.05
10	22.67	0.45	0.01	12.20	134.27	0.42
11	41.45	1.62	0.02	15.31	72.33	1.53
12	44.49	3.00	0.03	22.13	72.91	2.88
Année	**396.4**	**40.00**	**0.36**	**360.9**	**2067.9**	**38.63**

Tableau 4 : Les principaux éléments du bilan hydrologique du bassin de la Tafna avec la prise en compte des barrages dans la configuration.

TIME (Mois)	PREC (mm)	SURQ (mm)	LATQ (mm)	ET (mm)	PET (mm)	WYLD (mm)
1	46.03	4.51	0.04	25.51	73.07	4.38
2	73.37	8.3	0.06	39.67	106.7	8.08
3	48.85	6.67	0.06	45.92	167.3	6.47
4	45.2	4.21	0.05	87.61	204.7	4.03
5	26.82	0.63	0.04	74.08	243.7	0.57
6	2.93	0.06	0.02	11.33	290.7	0.06
7	1.32	0.01	0.01	3.06	267.0	0.01
8	1.7	0.01	0.01	2.72	250.6	0.01
9	10.16	0.06	0.01	7.34	194.0	0.06
10	23.07	0.4	0.01	13.11	133.5	0.36
11	40.94	2.1	0.02	14.8	71.87	2.02
12	47.64	2.04	0.03	22.59	72.6	1.91
Année	**368.0**	**29.00**	**0.36**	**347.7**	**2076.**	**27.96**

Tableau 5 : Les principaux éléments du bilan hydrologique des sous bassins de la Tafna (valeurs moyennes annuelles).

Sous Bassin	AREA (KM^2)	PREC (mm)	SURQ (mm)	ET (mm)	PET (mm)
1	707.836	334.342	28.008	318.498	2054.815
2	648.21	300.375	27.22	281.691	2070.551
3	1296.855	329.789	25.656	314.874	2041.261
4	1300.478	521.064	49.293	452.387	2048.455
5	975.901	410.368	36.245	385.954	2102.837
6	1108.485	389.308	45.13	352.646	2105.167
7	89.693	704.127	138.629	476.158	2017.831
8	745.148	406.296	37.767	374.954	2037.812
9	372.393	328.359	37.935	303.441	2065.217
Le Bassin (entier)	**7245**	**394.3**	**39.46**	**359.90**	**2065.20**

A partir de ces résultats on remarque que le bassin de la Tafna, avec une superficie de 7245km2, présente un rendement en eau de 36.67mm donnant lieu à un apport moyen de 265.7 Hm^3 annuellement.

4. Discussion et conclusions

Les résultats obtenus, dans cette étude, montrent d'abord que le générateur de climat intégré au modèle donne des résultats très proches de la réalité (des valeurs observées) pour les précipitations, et en particulier à l'échelle mensuelle et annuelle. La simulation des paramètres du bilan hydrique a démontré l'intérêt des méthodes de calcul de l'évapotranspiration intégrées au modèle donnent de très bon résultats et en particulier celle de Hargreaves. L'application nous a montré comment les débits et les apports ont variés chronologiquement, à l'exutoire du bassin, avec les réalisation des cinq grands réservoirs. C'est ainsi que l'apport est passé de 265 Hm3 avant les années 1952, (aucun réservoir aménagé dans le bassin), à 51.5 Hm3 en 2005 avec l'entrée du barrage de Sikkak en exploitation (cinq grands réservoirs en exploitation).

Etant donné que l'objectif principal de la gestion est de réguler les apports en fonctions des besoins ou utilisations, le but de fonctionnement d'un réservoir est de définir le mode de gestion du système. Ainsi, il faut bien connaître les réactions du système à son environnement afin d'en dégager les particularités. Les gestionnaires et les agriculteurs doivent faire face à la rareté et à l'irrégularité de la ressource, ainsi qu'à la synchronisation entre la période des apports en eau et celle où les besoins en eau se déclarent.

l'étude de ce hydrosystème complexe (bassin versant, barrages et périmètres irrigués), est réalisé avec succès par le modèle SWAT, pour définir le fonctionnement des différentes composantes du système. Le fonctionnement d'un barrage est établi par la détermination des termes de son bilan à savoir les apports par ruissellements, par écoulements souterrains et par la précipitation directe sur le barrage, les pertes par évaporation, infiltration, déversement et lâcher de vidange ou d'usage agricole. Les résultats de ce travail nous a montré que les deux barrages de Béni-Bahdel et d'El-Mefrouche passent par une période de sécheresse persistante devant laquelle le gestionnaire doit être prudent avant toute décision d'augmenter ou de diminuer l'allocation d'eau, selon un schéma à définir en fonction des faibles réserves mobilisées. L'application nous a montré comment les débits et les apports ont variés chronologiquement, à l'exutoire du bassin, avec la réalisation des cinq grands réservoirs. C'est ainsi que l'apport est passé de 265 Hm3 avant les années 1952, (aucun réservoir aménagé dans le bassin), à 51.5 Hm3 en 2005 avec l'entrée du barrage de Sikkak en exploitation (cinq grands réservoirs en exploitation).

Les résultats obtenus nous montrent que pour assurer une satisfaction totale des besoins en eau est pratiquement impossible, ce qui est expliquée par l'influence de la sécheresse actuelle que traverse l'Ouest algérien et en particulier le bassin étudié d'une part, et l'accroissement de la demande d'autre part.

Par conséquent, le modèle SWAT contribue à définir les objectifs d'une gestion soumise aux contraintes climatiques, à savoir la rareté de la ressource. Cette rareté n'est pas seulement définie à partir de l'apport moyen mais surtout par la variabilité des apports.

5. References

- Jeff G. Arnold, J. R. Williams, R. Srinivason & K. W. King, 1998 ***.SWAT : Soil and Water Assessment Tools*** , USDA.

- S. L. Neitsch, Jeff G. Arnold, J. R. Kiniry, J. R. Williams & K. W. King, ,2002. ***Soil and Water Assessment Tools : theoretical documentation version 2000*** , Grassland, Soil and Water Reasearch Laboratory.
- S. L. Neitsch, Jeff G. Arnold & J. R. Williamsm, 1999. ***Soil and Water Assessment Tools : user's manual version 99.2*** , Grassland, Soil and Water Reasearch Laboratory.
- S. L. Neitsch, Jeff G. Arnold, J. R. Kiniry & J. R. Williams, 2001. ***Soil and Water Assessment Tools : user's manual version 2000*** , Grassland, Soil and Water Reasearch Laboratory, ARS.
- Wenzi CAO, William B. Boaden, Tim Davie & Andrew Fenemor,2003. ***Application of SWAT in large mountainous catchment with high spatial variability***, 2ème conférence internationale de SWAT à Bari (Italie) 1-4 juillet 2003.
- Eugenio Benedini, Favio Commellozzi & Angiolo Martinelli, 2003. ***Model SWAT application in the Alban Hills (central Italy)*** , 2ème conférence internationale de SWAT à Bari (Italie) 1-4 juillet 2003.
- Giuseppe Papagallo, Antonio Lo Porto & Antoni Leone, 2003. ***Use of the SWAT model for evaluation of anthropic impacts on water resource quality and availability in the Celone Creek basin (Aupilia Italy)***, 2ème conférence internationale de SWAT à Bari (Italie) 1-4 juillet 2003.
- Agence Nationale des Ressources Hydriques, 1973. ***Annuaire hydrologique*** 1971-1972, Algérie.
- Benamar Dahmani, Fatiha Hadji & Farouk Allal, 2002. ***Traitement des eaux du bassin hydrographique de la Tafna (N-W Algeria)***, Desalination.

CRIERIA AND INDICATORS OF HYDROLOGICAL DROUGHT IN LEBENON

Leila KHALAF-KAIROUZ[1] and Amin SHABAN[2]

1) Notre Dame University, Zouk Mosbeh, Lebanon
2) National Council for Scientific Research
Remote Sensing Center, Beirut, Lebanon

Abstract

Climatic changes have been raised as a global issue that covers all regions of the world. This impact on climate is witnessed in the Mediterranean region typically by obvious decline in precipitation rates. This in turn results in shortage in water supply and is referred to as "*Hydrologic Drought*", that occurs as a creeping phenomenon of a natural hazard.

Meteorological and hydrological records over the past three decades indicated that Lebanon is undergoing this physical phenomenon. This is indeed well observed through the change in climate behavior and trends. Emerging droughts in combination with the increase in population size, results in a shortage in water availability per capita. The obtained scenarios showed that the human quota of renewable freshwater water in Lebanon will decline from 1900 m^3/year to 1100 m^3/year between 1990 and 2025 (UN, 1994).

This study aims at quantifying the hydrologic drought in Lebanon, as well as configuring its criteria in space and time. In order to attain this scope, drought indices must be primarily characterized among different water sources. Thus, a miscellany of tools is used including measurable data from available gauge stations and flow meters to quantify rainfall and discharge from rivers and springs. Meanwhile, remotely sensed data is also utilized to calculate the change in snow cover and aerial extent of wetlands and lakes.

Preliminary results show a decline of 18% in precipitated water and 23% in discharge from rivers and springs over the last three decades. While, there is a decrease of 16 and 9% for the areal extent in snow cover and wetlands, respectively.

Key word s: water shortage, rivers, drought indices, Lebanon.

1. Introduction

Climate change has been known recently as a global issue that exists in many areas of the world. Therefore, different implements have been applied to mitigate its negative impact on human and nature as well. In this regard, many studies and scenarios have been made using different methods of analysis to assess climatic trends in space and time.

The Mediterranean area is one of the regions under the stress of climate change. This is evidenced by the decrease in the amount of available water sources. It is accompanied with dramatic increase in population size, thus increasing the demand for water. In the 20th century, demand has been increased by 60% in the last 25 years. Hamdy and Lacirignola (2005) stated that in a short period of one generation, in a country after the other, the picture has changed from one of relative abundance to one relative scarcity.

The shortage in water has essentially resulted over time and thus referred to as a "*Drought*" phenomenon. It is described as a creeping phenomenon of natural hazard, thus drought makes it difficult to determine its onset and end.

Drought is a similar phenomenon to desertification, therefore, it should not be viewed as a physical process; however, it is the result of interplay between a natural event and the demand placed on water supply by human-use systems. Drought is negatively reflecting on significant economic, environmental, and social aspects. Thus, it is among the most complex and least understood of all natural hazards.

Change in climatic conditions represent the initial stage of drought, thus originating from two major meteorological elements. These are:

1) Precipitation deficiency over an extended period of time including volume, intensity and timing, and
2) Increase in temperature, wind velocity and sunshine, and decrease in relative humidity and cloud cover.

Considering it at a national scale, water resources in Lebanon currently are enough to manage through the existing deficiencies. Other states such as Jordan and Palestine presently are consuming about 15% more water than is annually renewable, Amery and Wolf (2000).

Indicators of change in water and climate regimes indicate the drought condition in Lebanon, which is directly viewed from the variability in climate events and decrease in the amount of water from different sources. In addition to these changes the dramatic increase in population results in a shortage in water availability per capita. Consequently, the built scenarios showed that human quota of renewable freshwater water in Lebanon will be declined from 1900 m^3/year to 1100 m^3/year between 1990 and 2025 (UN, 1994).

The objective of this study is to analyse the hydrological elements and thus to expose the indicator of hydrologic drought in Lebanon depending on available trends of water in space and time, with a special emphasis on the last few decades when data became available and human impact took place. In this study, remotely sensed tools were utilized. To monitor the hydrological regime over time.

There are many classifications to describe drought and to diagnose its types. Mainly, four major ones are well known. These are: meteorological, hydrological, agricultural and socioeconomic. All these types are water-related, and are attributed in a broad sense to climate change, which is represented mainly by the decrease in precipitation and increase in temperature, thus followed by shortage in water supply. These types exist in a sequential physical processes that often perquisite each other (Figure 1).

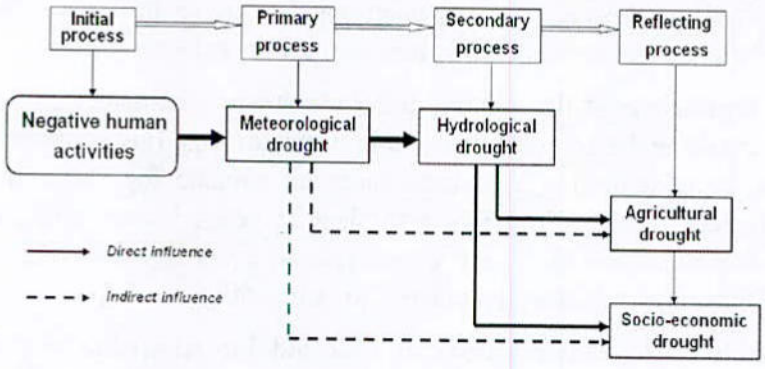


Figure 1: The sequence of drought process and its major types

2. Drought indices

In order to monitor hydrologic drought, controlling indices of change in water storage among different hydrologic systems are needed. These indices can be viewed from the volumetric decrease in both surface and subsurface water sources, which are directly influenced by climatic conditions, and consequently by human interference. Identification of these indices helps characterizing drought condition spatially and temporally as well as its intensity, duration, and severity (Redmond, 1991). Each of the indices has different description with respect to water shortage.

Table 1 shows seven major hydrologic drought indices. Among these indices, precipitation is often included as a major index, although precipitation is considered, by some researchers, as a component of meteorological drought; however, it is included here because it is an integral component of the hydrologic cycle and has a major role in water regime.

Table 1 : Major indices of hydrologic drought

Index	Elements	Criteria
Precipitation	**Volume**	Long-term decrease
	Intensity	Intensive spills of rainfall
Rivers and Stream	**Stream course**	Shallow running water
		High chlorophyll content
		Low transported bed load
	Discharge	Decrease in discharge at mouth
		Low water velocity
	Length	Decrease in total tributaries lengths
		Intermittency in water flow in courses
Spring	**Discharge**	Decrease in discharge
		Quality deterioration
	Permanency	Total disappearance of some springs
		Discharge intermittency
Lake and reservoirs	**Water level and quality**	Lowering in water level
		Surrounded mud cracks and sediments
		Quality deterioration
Snow	**Areal coverage**	Decrease in snow areal coverage
		Low dissipation
		Lower frequency
	Thickness & density	Lowering in thickness
		Lowering in density
Groundwater	**Pumping**	Decrease in yield from wells
		Flow intermittency
	Water table	High depletion in water level
	Water quality	Saltwater intrusion
Soil moisture	**Water content**	Decrease of water content below normal level

Several approaches are known for drought indices analysis. Most of them depend mainly on mathematical equations to attain numerical values, thus induce the existence of drought and its magnitude of impact.

The period used to assess hydrologic drought must represent long-term interval (e.g. several decades). Whilst, analyzing drought through a couple of months as applied in some studies (Sibai and Jinad, 2005) does not reveal a comprehensive figure, especially because drought is a creeping natural hazard. Moreover, all available indices must be integrated while assessing drought condition, notably the hydrologic type.

There are many approaches using different tools for data collection on hydrologic parameters. In Lebanon not all favorable measurements for drought indices are systematically recorded. Thus, lack for sequential records and limitations of dates often exist (Table 2). Moreover, some data are totally lacking, such as soil moisture except for limited sites and specific periods.

Table 2 : Tools and data availability for hydrologic droughts indices in Lebanon

Index	Elements	Tool	Available output	Date
Precipitation	**Volume**	Gauge stations	Records & graphs	1967-2006
	Intensity	Gauge stations & TRMM	Records & maps	1998-to date
Rivers	**Discharge**	Flow-meters	Records & graphs	1965-2006
Spring	**Number of springs**	Topographic maps	Desk study	1963-2005
	Discharge	Flow-meters	Records & graphs	1965-1999
Lake and reservoirs	**Number of lakes**	Topographic maps and aerial photos	Desk study	1963-2005
	Areal extent	Satellite images	Non-continuous measures	1973-2005
Snow cover	**Areal Coverage**	Satellite images	Maps	1973-2007
Groundwater	**Pumping Water table Water quality**	Well testing and measure records	Discharge, depth and steady state flow	No regular and continues measures
	Submarine springs	Airborne survey	Radiometric images	1973 & 1997

**TRMM: Tropical Rainfall Mapping Mission extended by NASA.*

a. Method of Analysis

Hydrologic indices in this study were analysed depending on graphical analysis of available records on time series. This enables to build trends for different hydrological indices. The

approaches/and tools of data collection are different from one index to another (Table 2). The applied approaches combine between conventional methods of measures through gauging stations and remote sensing applications. However, they are integrated in some instances, like that for precipitation.

In this study, the analysis of the available data was obtained to assess the majority of trends in different water sources. Therefore, out of the 7 indices of hydrologic drought mentioned in Table 1, six ones could be analysed as follows:

i. Precipitation

In Lebanon, the available data on precipitation are found to be reliable to build a perfect figure on rainfall trends for more than 40 years, i.e., since 1966, (Figure 2). The precipitation trend was built for the whole Lebanon. These data were collected primarily (i.e., 1966 to1978) from 70 gauging stations distributed all over Lebanon, where 66% of them were in the western part of the country. However, during the period extending from the year 1978 to 1997 the number of gauge stations was reduced to 11, and then was increased to 24 ones.

Obviously, the major trend is descending and the first decline in precipitation started around the 1980s (Figure 2). Before this time, the average precipitation rate was 1043 mm,

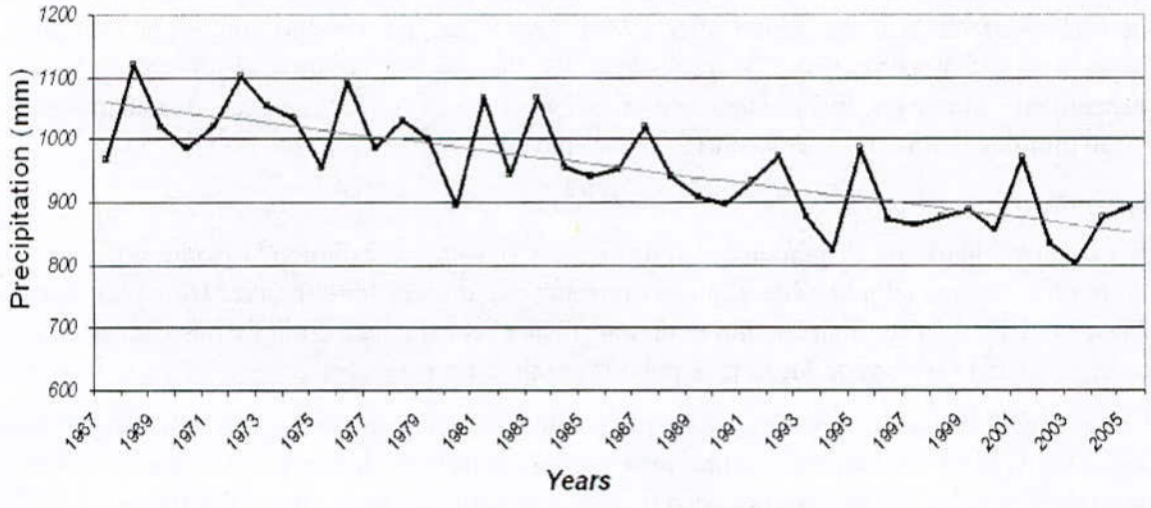


Figure. 2 : The cumulative precipitation rate in Lebanon between 1967 and 2006 (CAL, 1982, DGAC, 2006)

thus it declined to 917 mm (up to 2006), which is equivalent to 12%

Rainfall intensity was also assessed in drought analysis from precipitation. In this respect, data could be extracted from TRMM (Tropical Rainfall Mapping Mission) data, which has sequential records since 1998 up to date. This data is extended by NASA to introduce daily climatic information as images/or as graphs (Figure 3). The creditability of the TRMM data was verified by a comparison between these data and ground data from gauging stations in Lebanon. A clear correlation was observed for the timing of events, in spite of some variance in the amount of recorded precipitation, presumably arising from varying geographic coverage and accuracy of measurement.

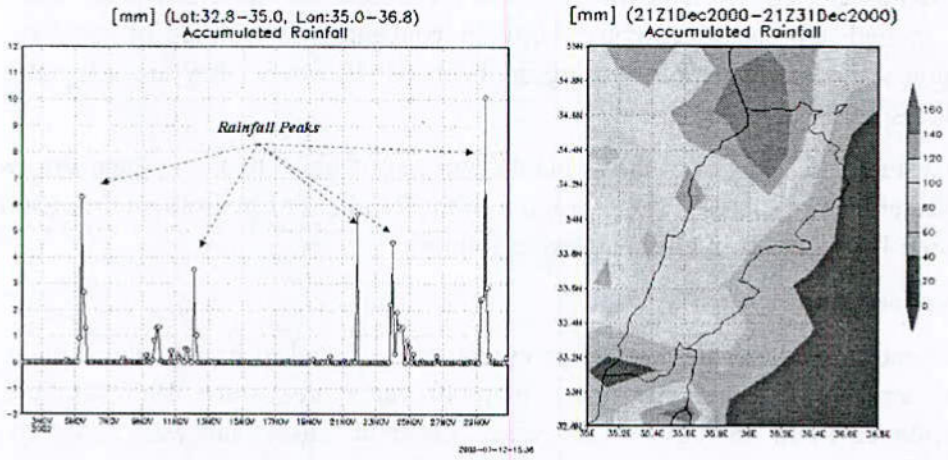


Figure 3 : Measuring precipitation rate and rainfall peaks using TRMM data in graphic and mappable forms.

With respect to hydrologic drought, the number and rates of rainfall peaks are of utmost concern, since they cause flooding events and essential losses of water to the sea. An obvious increase in the number of peaks was reported as well as the level rate of peaks themselves, notably in the period after 1980s. Therefore, the average number of rainfall peaks was <15 peak/year and 24 peaks/year for the periods before and after the1980s; respectively. Moreover, the average rate of torrential water from these peaks was between 15-20 mm/day before the 1980s and 18-22 mm/day after.

ii. Rivers

In Lebanon, there are 12 permanent watercourses (rivers), in addition to some 60 major temporary streams (Wadis) that capture rainwater for limited time interval (few months). These watercourses (permanent and temporary) have been subjected to obvious decrease in water level and some are reduced to about 50% of their normal level.

The available data on rivers flow were graphically presented for the period between 1965 and 2006 (Figure 4). However, some measures were lacking due to the damage in some fixed hydrographs, which have not been re-activated until the beginning of the 1990s.

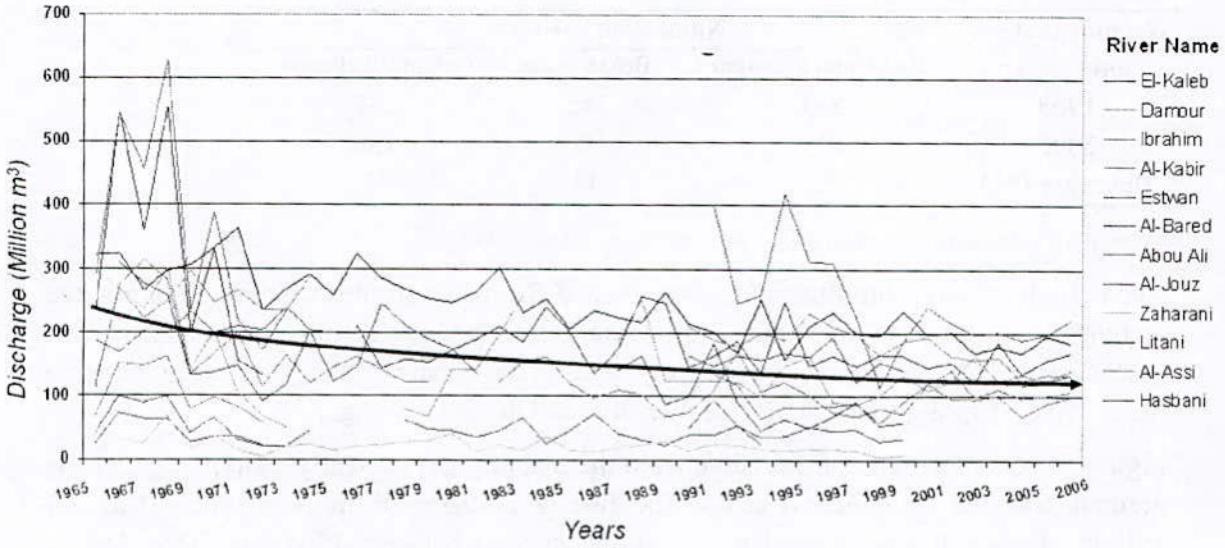


Figure 4 : Discharge from Lebanese rivers between 1965 and 2006 (LRA, 2006)

In spite of the turbulence in the discharge rate for each of the located rivers, yet the overall discharge rate is obviously in a descending trend for all issuing rivers (Figure 4). It is found that the average discharge rate of the Lebanese rivers was 246 million m^3/year in the year 1965, thus reduced to about 186 million m^3/year in the year 1965, which is equal to 23% over 40 years.

iii. Springs

Abundance in the number of springs is known to exist in Lebanon. This is attributed to the karstic overflow and the faulting system. For example in western Lebanon (~ 5000 km^2) there are 853 major springs, in which 60% are located at altitudes over 750 m (Shaban, 2003). They are, on average, mostly of the 4th class (6.31-28.3 *l*/sec) of known magnitude according to Meinzer classification (1923), but 3rd class is frequent and there 22 springs with 2nd and 1st magnitude (0.283- >2.83 m^3/sec), Meinzer classification.

In this study, the analysis of springs followed two methods. The first is a comparative analysis for the number of spring over the past four decades, and the second is a graphic illustration of the major springs discharge rate..

The number of springs of all magnitudes is reduced since four decades. Even though, many of the existing springs on the topographic maps (generated in 1963) have totally dried up. Counting the number of spring in this study was carried out by dividing Lebanon into three parts according to its geomorphologic units. These are: occidental, oriental and the Bekaa plain. In each area the number of springs was counted from the topographic maps of 1963, consequently they were counted again in 2005 in a field survey data using the same topographic maps. The results showed a 50% decrease in the number of springs, (Table 3).

Table 3 : Comparison between the number of springs in 1963 and 2005

Geomorphologic unit /Year	Number of spring *		
	Occidental Lebanon	Bekaa plain	Oriental Lebanon
1963	853	345	237
2005	419	196	158
Decrease (%)	52	43	33

* *Springs of all magnitudes according to Meinzer Classification (1923)*

Accordingly, the graphic illustration was plotted for major springs discharge, despite the incomplete records. In this study, the nine major issuing springs in Lebanon were investigated. They are typical of the spring types in the country, as they represent the three major types of springs: the karstic, the overflow and the fault springs).

Figure 5 shows the trend of discharge from these springs. It is clearly descending and has abruptly changed since three decades. The average discharge from these springs was 104 million m^3/year, it was reduced to 49 million m^3/year between 1965 and 1999. This is equivalent to 53% over 34 years.

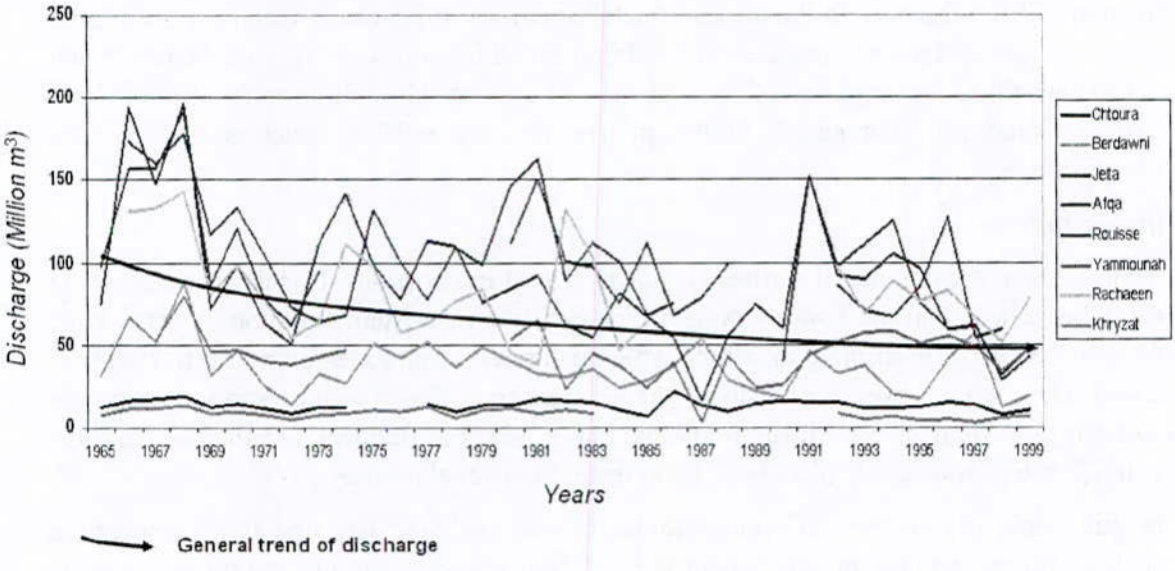


Figure 5 : Discharge from major Lebanese springs between 1965 and 1999 (LRA, 2006)

iv. Lakes and reservoirs

All lakes and reservoirs in Lebanon are man-made. They were constructed selecting a geomorphic setting, that is almost a depression-like area. All these reservoirs are of small-scale type (several tens of hundreds of meters in diameters) and can be ascribed as local reservoirs. The unique large-scale one is the Qaraoun Lake, constructed in 1962 along with the earth dam (Shaban and Nassif, 2007).

Recently, most of known local reservoirs (Berrkah) have been neglected since they became unable to store water due to the reduced amount of rainfall if compared with last decades when they were in-use. In addition, the only large-scale (4.5 km^2) lake of the Qaraoun has undergone a decrease in its normal area.

The small-scale local reservoirs were counted at two different periods and from two different sources. At first the topographic maps and aerial photos, produced in 1963, were consulted. Then in 2005 the data were obtained from high-resolution satellite images and field surveys.

The results showed that, out of 234 known reservoirs in Lebanon during 1963, only 48 are still in use until 2005. Some other reservoirs still remain, but no water storage has been noticed among them. Besides these, another type of reservoirs have been recently constructed on the channel courses of melting snow in the mountainous regions. They are referred to as "hill lakes".

The change in the area of the Qaraoun Lake was investigated using satellite imageries. It has undergone several fluctuations in its dimensions from year to year. However, a general decrease in the lake size is recorded and obviously noticed by the inhabitants. The obtained comparative analysis in this study depended on the available satellite images to induce these changes with time.

The analysed satellite images were not in a complete sequential time series for a more favourable assessment. Nevertheless, they could build an overall figure for the size of the lake. The processed images are attributed to different dates as follows: 1973, 1984, 1985, 1987, 1989, 1992 and 1997-2005. These dates were adapted from different available satellite images (i.e., Landsat MSS, TM, ETM+, SPOT and ERS) to compose the most continuous time order. They own different resolutions (5-120 m) and were processed using different software types dedicated for this purpose. Namely, *Erdas Imagine, ENVI-4.2* and *PCI*. Therefore, several optical and digital advantages were applied to measure the exact areal extent of the lake at different dates.

The selected dates of these images were close to each other, often taken in winter to represent the maximum storage in the Qaraoun lake. Then, the width and length of the lake were calculated to measure its area.

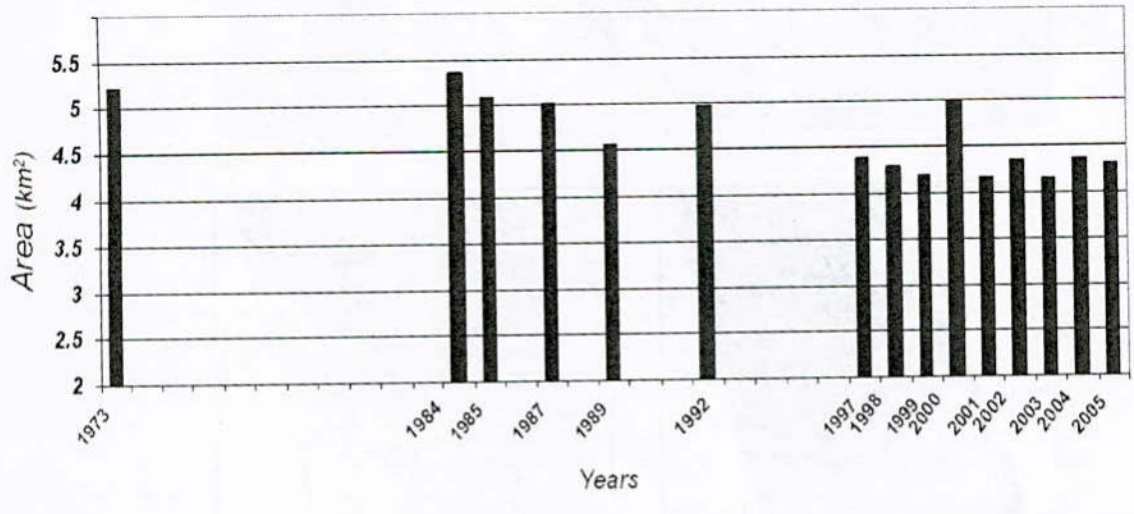


Figure 6: Change in Qaraoun Lake area at different years, between 1973 and 2005

Figure 6 shows the change in the area of the Quaroun Lake at different years of the period between 1973 and 2005. Even though, the time series is not complete. The general trend, however, exhibits reduction in the area of the lake through the investigated dates.

The average area was 5.14 km2 in the period before 1990 and thus decreased to 4.35 after 1990 until 2005, which is equivalent to 15% of the normal area of the lake.

v. Snow cover

Lebanon, the country with about 60-65% of mountains, receives a considerable amount of snow that covers about 25% of its terrain (Shaban et al., 2004). Normally, snow covers the regions above 1200 m, thus shapes the mountain chains of Lebanon.

Till quite recently, no creditable measures on snow cover have been done in Lebanon; and only local measurements for snow depth were obtained for different dates and regions.

Newly, the development of remotely sensed techniques helped estimating the area of snow cover. Yet, this estimation depends on the availability of satellite imagery. In this study, the same images used to analyse the Qaraoun Lake were also utilized, adding MODIS-Terra and SPOT 4-Veg. images, which have 1 km resolution (Figure 7). The data on the area of snow cover could be obtained at different periods since 1973 and thus from 1998 until February 2007. The depth and density of snow were not estimated, as they need field verification. Nevertheless, the areal extent of snow cover is indicative to the intensity of snow, thus to the amount of water derived from snowmelt (Shaban et al., 2004).

For the processed MODIS-Terra images, they were on a daily basis, but in this study the maximum snow cover was considered for each year (Figure 7). The same approaches and softwares, as for the Qaraoun Lake, were used also in the case of snow cover, since both deal with measuring the areal extent.

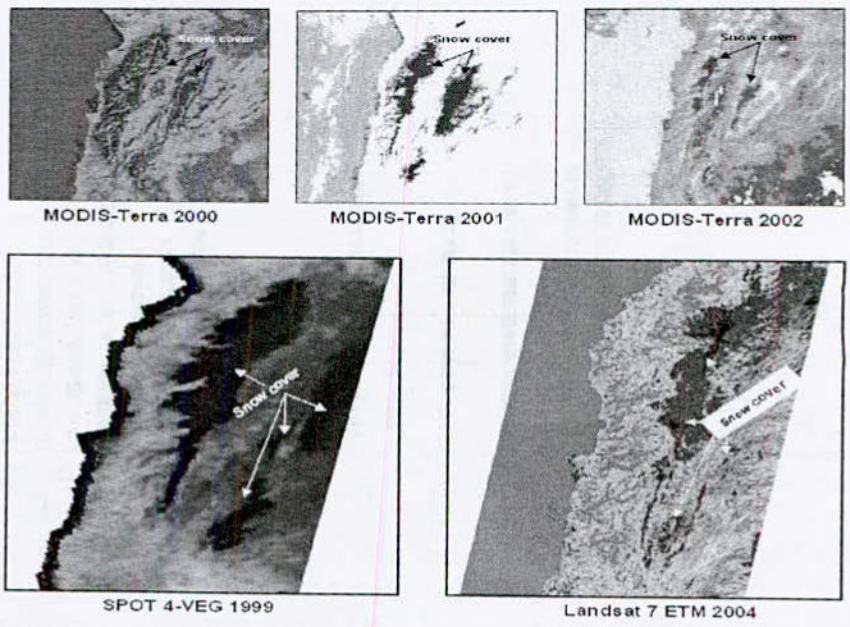


Figure 7 : Different satellite images at different dates showing the change in snow cover on Lebanon

The analysis of satellite images for different dates shows a noticeable decrease in the area of snow cover. This is accompanied with a decrease in the residence time (i.e., time before melting) of dense snow cover as a reflection of the increase in temperature levels, (Figure 8). In this study, dissipated (not dense coverage) snow cover was not considered, because it does not represent a dense snow, and this was applied for all the analysed satellite images.

Even though, the number of the analysed years is not pretty much enough to induce a complete figure of snow cover change, yet they show a general changing trend. Thus, before 1990s, dense snow often covers more than 2000 km^2 of the Lebanese mountains and averaging about 2280 km^2. Lately, it declined to less than 2000 km^2 with an average area of about 1925. In addition, the average time that dense snow remains, before melting processes have taken place, also decreased from 110 days to 93 days.

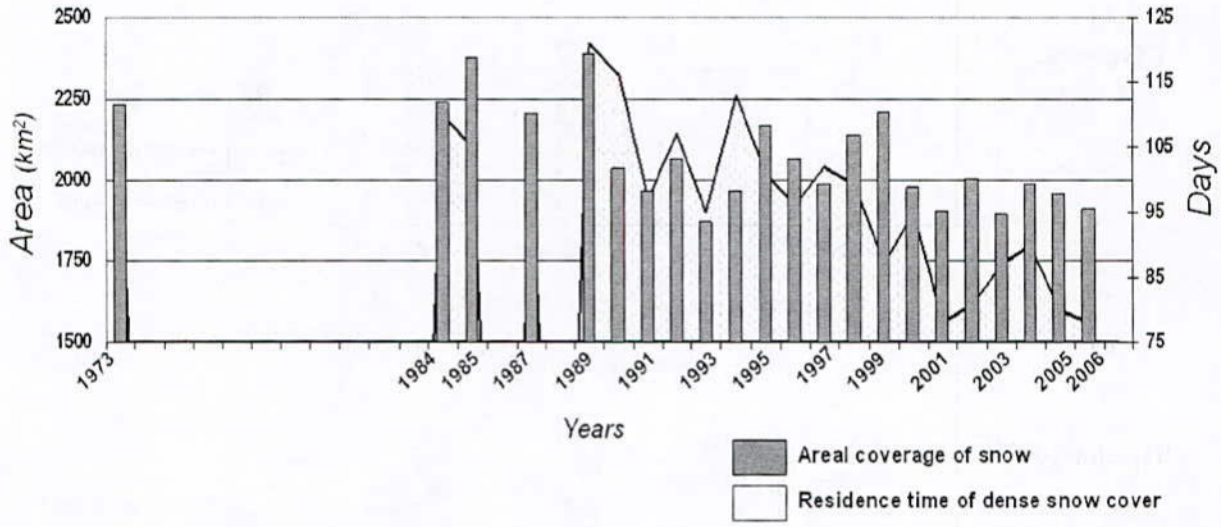


Figure 8 : Areal extents of snow cover on Lebanon and their residence time

vi. Groundwater

Several aspects of groundwater regime are indicative for hydrologic drought conditions and, in many instances, they can give more accurate results because they are less affected by climatic conditions, notably after that water percolates downward into aquiferous rock formations.

No reliable records for discharged water from dug wells have been made in Lebanon, Besides that, the chaotic and immeasurable pumping from dug wells into existing aquifers misleads the accurate estimations for the pumped quantities of water. Nevertheless, a decrease in water quantity and level as well as the non-steady state in water pumping are well observed and remarked by owners. In addition, the coastal aquifers are witnessing obvious saltwater intrusions that exceeded the permissible limits (El Moujabber et al. 2005). All these elements, if mixed together, clearly indicate a regression in groundwater volume and quality with time. In this view, human influences on groundwater regime have an essential role as much as the change in climatic conditions, notably with the excessive exploitation of groundwater due to population growth.

In this study, water discharge namely at two dates: 1984 and 2005 (as data were available) were compared, (Figure 9). The investigation tackled the major water-bearing strata in

Lebanon (Cenomanian Limestone aquifer and Jurassic Limestone aquifer). In the Cenomanian aquifer, 193 water wells were investigated in four different regions in Lebanon. In the Jurassic aquifer, 122 wells were investigated and also from/but another four regions in Lebanon (Figure 9).

For both aquifers, decreased amounts in the pumped water was recorded, notably in the coastal regions, thus reflecting, in addition to climate influence, the human over exploitation. The average discharge from wells of the Cenomanian aquifer in 1984 in the four studied regions was 29.5 *l*/sec. decreased to 20 *l*/sec in 2005. While in the Jurassic aquifer, the discharge was 31.75 *l*/sec in 1987 and it dropped to 23.5 *l*/sec in 2005.

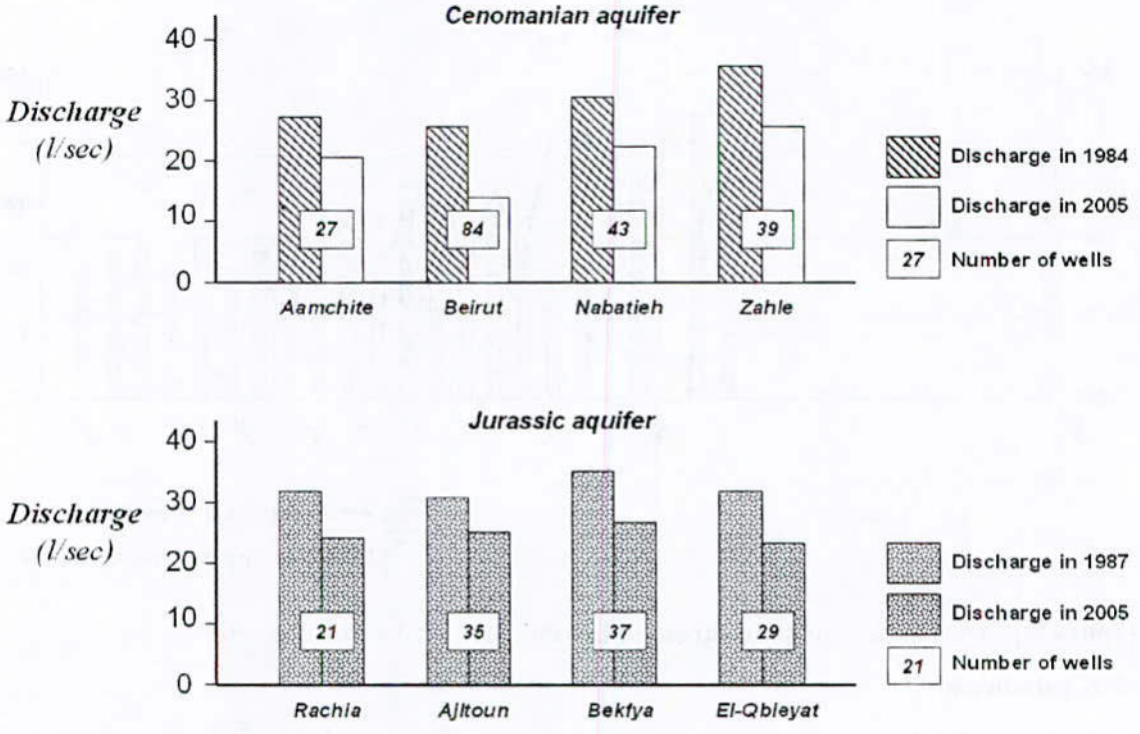


Figure 9 : Change in the discharge from wells in the major aquifers in Lebanon at different dates

Although, no precise measurable values have been recorded in these wells, there was a variation in drop of the level of water table from one area to another. Thus, several estimates were obtained by different authors. For example, in the area of the Litani River watershed the average draw down in water table was reported as 20-25m and 5-10 m in the Cenomanian and Jurassic aquifer, respectively, in the last fifteen years (CNRS, 2007).

Another aspect of groundwater influence and can be considered as indicative to hydrologic drought is the saltwater intrusion, in which the coastal area of Lebanon is witnessing. This phenomenon has been known since four three decades, but lately it has shown a dramatic increase, notably in areas with high population rate, such as Jbeil, Jounieh, Beirut, Choueifat and Saida. In this concern, different studies were done for different coastal segments, and all reported an increase in the salinity ratio as well as stretching in the saltwater boundaries to several kilometres on-land. Mainly of these studies those obtained

by Lababidi et al. 1987; Hachache, 1993; Khawlie et al. 2003 and El Moujabber et al. 2005.

Another index for hydrologic drought, as a related phenomenon to groundwater regime in Lebanon, is the decrease in the number of the groundwater discharges into the sea (i.e. submarine springs). It also relates to saltwater intrusion. These springs were found to be in a descending trend since three decades. A comparative study, applied to these springs along the coastal stretch between Beirut and Anfeh (North Lebanon), revealed that in 1972 the number of the springs along this stretch was 46 and decreased to 27 in 1997. These results were obtained by FAO (1972) and NCRS, 1997, through anairborne survey using thermal infrared.

3. Conclusion

The impact of climate change has been exposed in the Mediterranean countries, likewise in several regions in the world. Thus, it is obviously reflected by a number of changes and influences on different physical and anthropic processes, where water resources occupy the large portion in this respect. Therefore, a clear decrease in water availability has been recognized and it has impacted the human socio-economical lives.

The regression in water availability cannot be attributed only to climate change, as many researchers believe, but also to human interferences. These are induced either by an increased population growth rate or by the improper use and management of water resources, thus affecting the flow and the quantity of water and interrupting the water budget in many areas.

The decrease in water availability as a new phenomenon ascribed to the hydrologic drought needs detailed monitoring and comparative analysis to be assessed. For accurate and reliable analysis, complete data must be available in terms of time and records. In this study, regardless of the lack of sufficient/or continuous data on climate and water in Lebanon, yet the decrease in water resources is obvious and well known. Although different approaches of analysis were applied, all ended up with the same conclusion though there is variation in the resulting numbers.

In this study, the elements of hydrologic droughts were analysed through a comparative assessment of the available data and records on time series. Resulting trends from these elements showed a remarkable decrease in water quantity with different aspects and at different scales. However, this decrease varies from one element to another, but all are considerable and alarming. Therefore, since the last four decades, the amount of available water in Lebanon is in a descending trend as a result of combined effect of climate change and human interference.

Accordingly, the climate exhibits its influence through the decrease in the amount of water from rainfall and snow cover, which ranges between 12 to 16% along the last four decades. While, the decrease is much more in the case of rivers and groundwater and ranges between 23 and 29%. The human interference on the other hand is reflected by direct pumping from rivers and an over exploitation of groundwater. Besides, the most usable and dependent conventional water resources were highly affected by hydrologic droughts. That was viewed from the decrease in the number of springs and their discharge as well as the number of local reservoirs having the most excessive influence, as they were a major source

of water before the 1960s. Consequently, the resources were reduced to 43% and 79% for springs and local reservoirs, respectively.

This study, despite the lack of data, in some instance, exposes a clear figure of hydrologic drought. In this regard, prompt measures should be implemented to conserve and protect water resources in Lebanon. This can be achieved by applying a properly integrated water resources management.

4. References

Amery H, Wolf A (2000) Water in the Middle East: A geography of peace. University of Texas Press

CAL (1982) Atlas Climatique du Liban, Tome II. Service Météorologique, Ministère des Travaux publics et Transports, 31 pp

CNRS (2007) Final Technical Report on the project: Towards an ecosystem approach to the sustainable management of the Litani River-Lebanon. IDRC & CNRS & LRA and DSA

DGAC (2006) Direction Générale de l'Aviation Civile, rapport annuel, Beyrouth, Liban, 32 pp

El Moujabber M, Darwish T, Shaban A, Atallah T, Abi Saab M, R Janho (2005) Regional water balance as a tool to monitor groundwater contamination by seawater intrusion on the Lebanese Coast. International Conference on Water, land and Food Security in Arid and Semi-Arid Regions. Mediterranean Agronomic Institute of Bari. 6-11 September, Groundwater management: 1-13

FAO (1972) Project de développement hydro-agricole du Liban. Thermometric aéoroportée par infrarouge

Gibbs J, Maher J (1967) Rainfall deciles as drought indicators. Bureau of Meteorology Bulletin No. 48, Commonwealth of Australia, Melbourne.

Meinzer E (1923) Outline of groundwater hydrology with definitions: USGS WateSupply Paper, 494 pp

Hachache A (1993) Origin of water salinity in the coastal Sarafand aquifer (South Lebanon). ONL. Proc. National Conference on Water. Ministry of water, Beirut.

Hamdy A, Lacirignola C (2005) Coping with water scaricity in the Mediterranaen: What, why and how?. CIHEAM Publishing Bari, Italy. 739 pp

Khawlie, M., Shaban, A. and Darwich, T. 2003. Saltwater intrusion in Beirut groundwater and the possibilities to reduce its impact. A conference on saltwater management and treatment in Beirut area. ESDE, Beirut, Lebanon, 19th Dec, 2003

Lababidi H, Shatila A, Acra A (1987) The progressive saliniation of groundwater in Beirut. Int.Journal of Environmental Stidies. 30:203-208

LRA (20060 Rivers discharge. Technical information support. LRA, Beirut, Lebanon.

NCRS (1997) TIR survey for fresh water resources on the marine environment along the coastal stretch of Lebanon. National Council for Scientific Research. National Center for Remote Sensing, Beirut, Lebanon

Palmer C (1965) Meteorological drought. Research Paper No.45. US Weather Bureau. NOAA Library and Information Services Division. Washington, D.C. 20852

Redmond K (1991) Climate monitoring and indices, in Wilhite, D.A., Wood, D.A., and Kay, P.A., eds., Drought management and planning: International Drought Information Center, Department of Agricultural Meteorology, University of Nebraska-Lincoln, IDIC Technical Report Series 91(1):29-33

Shaban, A (2003) Etude de l'hydroélogie au Liban Occidental: Utilisation de la télédétection. Ph.D. dissertation. Bordeaux 1 Université. 202 pp

Shaban A , Faour G, Khawlie M, Abdallah C (2004) Remote sensing application to estimate the volume of water in the form of snow on Mount Lebanon. Hydrological Sciences Journal, 49(4):643-653

Shaban A, Nassif N (20070 Pollution in Qaraoun Lake, Central Lebanon. Environmental Hydrology, 11(15):2007. 14 pp

Shafer A, Dezman L (1982) Development of Surface Water Supply Index (SWSI) to assess the severity of drought conditions in snow pack-runoff area. Proceeding of the Western Snow Conference, pp.164-175

Sibai M, Jinad I (2005) Drought definition, impact and management. Expert Meeting on Climate Change Induced in the Arab Region. Damascus, 28-30 March.

UN (1994) World Population Prospects. The 1994 Revision. New York: The United Nations

Yevjevich V, Hall, A, Salas, J (1977) Drought research needs, in Proceedings of the Conference on Drought Research Needs, December 12-15, 1977: Colorado State University, Fort Collins, Colorado, 276 pp

GESTION SUPERVISEE D'UNE UNITE DE COAGULATION POUR LA POTABILISATION DES EAUX A PARTIR D'UNE METHODOLOGIE D'APPRENTISSAGE ET D'EXPERTISE

COAGULATION MONITORING THROUGH A LEARNING AND EXPERTISE METHODOLOGY FOR DRINKING WATER.

Bouchra LAMRINI [1] & Marie-Véronique LE LANN [2, 3] & El Khadir LAKHAL [1] & Ahmed BENHAMMOU [1]

[1] Laboratoire d'Automatique, de l'Environnement et de Procédés de Transfert (LAEPT) Faculté de Sciences Semlalia, BP: 2390, 40000-Marrakech, Maroc
Email: blamrini@yahoo.fr; lakhal@ucam.ac.ma; benhammou@ucam.ac.ma
[2] LAAS-CNRS, 7-Avenue du Colonel Roche, 31077-Toulouse, cedex 4, France
[3] Université de Toulouse, INSA, DGEI, 135-Avenue de Rangueil, 31077-Toulouse Cedex 4, France
mvlelann@laas.fr

Résumé

Le travail présenté propose une méthodologie de classification par apprentissage qui permet l'identification des états fonctionnels sur une unité de coagulation impliquée dans le traitement des eaux de surface. La supervision et le diagnostic de ce procédé ont été réalisés en utilisant la méthode de classification LAMDA (Learning Algorithm for Multivariate Data Analysis). Cette méthodologie d'apprentissage et d'expertise permet d'exploiter et d'agréger toutes les informations provenant du procédé et de son environnement ainsi que les connaissances de l'expert. L'étude montre qu'il est possible d'ajouter aux informations issues des capteurs classiques, la valeur de la dose de coagulant calculée par un capteur logiciel développé dans une étude antérieure afin d'affiner le diagnostic. Le site d'application choisi pour l'identification des états fonctionnels est la station de production d'eau potable Rocade de la ville de Marrakech, Maroc.

Mots Clefs : Procédé de coagulation, classification, apprentissage supervisé, apprentissage non supervisé, reconnaissance de formes, logique floue.

Abstract

The present work proposes a learning classification methodology to identify functional states on a coagulation process involved in the surface water treatment. The supervisory control and diagnosis has been performed by using the LAMDA (Learning Algorithm for Multivariate Data Analysis) classification technique. This learning and expertise methodology enables the aggregation of all information stemming from the environment process as well as the expert knowledge. The study shows that it is possible to add to the information stemming from the common sensors, the value of the coagulant dosage computed via a software sensor developed in a previous work in order to refine the diagnosis. The application chosen for states identification is the Rocade drinking water plant located at Marrakech, Morocco.

Key words: Coagulation process, classification, supervised learning, unsupervised learning, pattern recognition, fuzzy logic.

1. Introduction

Le contrôle et la conduite des procédés industriels sont délicats et difficiles notamment lorsque les lois physiques décrivant le système sont trop complexes ou incomplètes. Les dérives et les défauts sont alors difficiles à détecter et à localiser sans utiliser de modèle représentatif du système réel. Certes, les procédés de coagulation sont fortement non linéaires et non stationnaires et leur fonctionnement reste difficilement modélisable à cause de la connaissance partielle des phénomènes mis en jeu. La conduite supervisée de ces procédés nécessite la définition de méthodes avancées de contrôle et de supervision qui intègrent la connaissance insuffisante que l'on a de ces procédés. Jusqu'à présent, il n'existe pas de modèle mathématique ou structurel permettant d'identifier de façon certaine l'état de fonctionnement d'un procédé de coagulation. C'est généralement au moyen d'analyses hors-ligne que les opérateurs contrôlent indirectement cet état et interviennent en retour sur le processus avec un délai important. Cependant, l'opérateur dispose de nombreuses informations issues du procédé lui même et de son environnement, souvent précises dont il est facile de faire une acquisition en ligne. Ces informations traitées de façon individuelle ne permettent toujours pas de caractériser l'état du procédé.

Pour assurer une bonne gestion et contribuer au bon fonctionnement de ce procédé, il semble nécessaire d'exploiter simultanément toutes les informations disponibles sur le procédé (les caractéristiques de l'eau brute et leurs évolutions provenant des anomalies imprévues), et de son environnement ainsi que les connaissances de l'expert. Pour ces raisons, nous proposons de réaliser la conduite supervisée de ce procédé en utilisant une technique de classification par apprentissage, la technique LAMDA. Une telle technique permet d'exploiter et d'agréger toute information sur le procédé afin de reconnaître des situations spécifiques et agir, si possible, sur ce procédé. L'idée générale de la classification est l'évaluation des signaux significatifs du système (caractéristiques de l'eau brute, taux de coagulant, etc.), afin de reconnaître les facteurs liés à une quelconque situation et d'aider l'opérateur à prendre une décision lors de l'apparition de dysfonctionnement.

Le travail présenté dans le cadre de cet article est structuré de la manière suivante : la première section présente le site d'application choisi pour identifier les états fonctionnels. Dans la deuxième section, on présente une brève description de la méthode LAMDA. Finalement, dans la troisième section, des résultats expérimentaux seront présentés et discutés. Comme le montrent ces résultats obtenus lors de l'application de la méthodologie LAMDA aux données expérimentales couvrant 4 années de fonctionnement de la station de production d'eau potable de Marrakech, ils ouvrent la possibilité d'appliquer cette méthode à la surveillance en temps réel de ce procédé.

2. Présentation du site d'application

L'installation de traitement concernée par cette étude est la station de production d'eau potable Rocade de la ville de Marrakech. Elle alimente, de façon variable dans le temps, en eau potable une population de 1,5 millions habitants. L'eau à l'entrée de la station provient d'une prise située dans le canal Rocade. En cas de défaillance de la ressource (crues, pollution accidentelle, travaux de maintenance...), la station peut être alimentée à partir d'un réservoir de mise en charge situé prés de la station de pompage Takerkoust. En se référant aux historiques de la station, soixante pour cent des besoins de la ville de Marrakech sont assurés par la station Rocade et les quarante pour cent restant sont fournis par l'eau des

ressources souterraines (puits, forages...). A noter que la capacité maximale de traitement de la station étudiée est d'environ 1400 l s^{-1}.

Compte tenu des caractéristiques de l'eau brute acheminée vers la station, les décideurs (Office National de l'Eau Potable, ONEP) utilisent le procédé physico-chimique classique illustré par la figure 1. Ce procédé comporte les phases suivantes : la pré-chloration, la coagulation-floculation, la décantation, la filtration et la désinfection. Cependant, la station présente des limites de fonctionnement au niveau du traitement des matières en suspension (MES) présentes dans l'eau brute. Ainsi, les limites de fonctionnement se présentent comme suit :

- 2 g l^{-1} en MES : limite d'un fonctionnement normal de la station ;
- 2-3 g l^{-1} en MES : diminution de la production de la station ;
- >3 à 4 g l^{-1} en MES : arrêt du fonctionnement de la station.

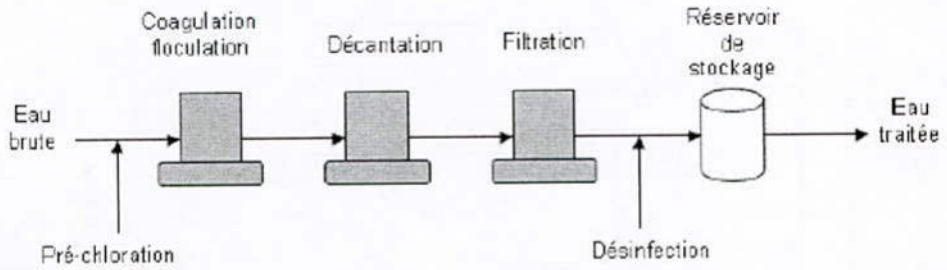


Figure 1 : Chaîne de traitement de la station Rocade

3. La méthode de classification LAMDA

La méthode LAMDA est une technique de classification développée par Piera *et al.* (1989) suite à l'idée originale d'Aguilar-Martin *et al.* (1980). Elle fut appliquée à plusieurs processus (Aguado, 1998 ; Aguilar-Martin et López de Mántaras, 1982 ; Chan *et al.*, 1989 ; Piera Carreté *et al.*, 1990 ; Waissman, 2000). L'objectif de cette méthode repose sur la représentation de classes ou de concepts au moyen de la connexion logique de toutes les informations marginales disponibles. L'une des caractéristiques les plus importantes de la technique LAMDA réside dans sa capacité à modéliser naturellement l'indistingabilité totale ou l'homogénéité au travers d'une classe non-informative appelée NIC « Non-Informative Class ». Cette classe accepte tous les objets présents dans l'espace de description avec le même degré d'adéquation. De cette façon, elle représente un seuil minimum de classification, ce qui montre que la classe NIC est toujours présente dans l'espace des classes déjà établies. De plus, cette méthode offre la possibilité de réaliser indifféremment un apprentissage séquentiel supervisé et non-supervisé ainsi que de manipuler des informations de nature différente : de nature numérique (quantitative), symbolique (qualitative) ou mixte. Ces deux caractéristiques ne se rencontrent pas simultanément dans les techniques de classification telles que celles par réseaux de neurones ou logique floue.

Ces informations sont des collections d'objets, décrits par un nombre n d'attributs appelés descripteurs. Chaque objet est décrit par un nombre fini et fixe de descripteurs représentés par le vecteur $\vec{x} = (x_1, x_2, .., x_n)$ où x_i est la valeur normalisée associée au descripteur i.

Afin d'obtenir une confrontation entre $\vec{x}$ et les différentes classes C_j, une fonction de vraisemblance, appelée Degré d'Adéquation Marginale « DAM », est calculée pour chaque classe et chaque espace de description. L'information donnée par le calcul des n DAM est ensuite utilisée pour déterminer le Degré d'Adéquation Globale « DAG ».

La figure 2 montre le schéma représentatif du DAG obtenu au moyen d'un opérateur logique d'agrégation appelé « connectif mixte de compensation linéaire », introduit et étudié par Piera Carreté et Aguilar-Martin (1991). Ce connectif, issu de la théorie des ensembles flous, effectue une interpolation entre l'opérateur logique d'intersection (T-norme, T) et celui de l'union (T-conorme, S), par le biais de l'indice d'exigence, $\alpha \in [0-1]$. Le calcul du DAG se fait selon la formule:

$$DAG_\alpha(DAM_1, DAM_2, \ldots, DAM_n) = \alpha T(DAM_1, DAM_2, \ldots, DAM_n) + (1-\alpha) S(DAM_1, DAM_2, \ldots, DAM_n) \quad (1)$$

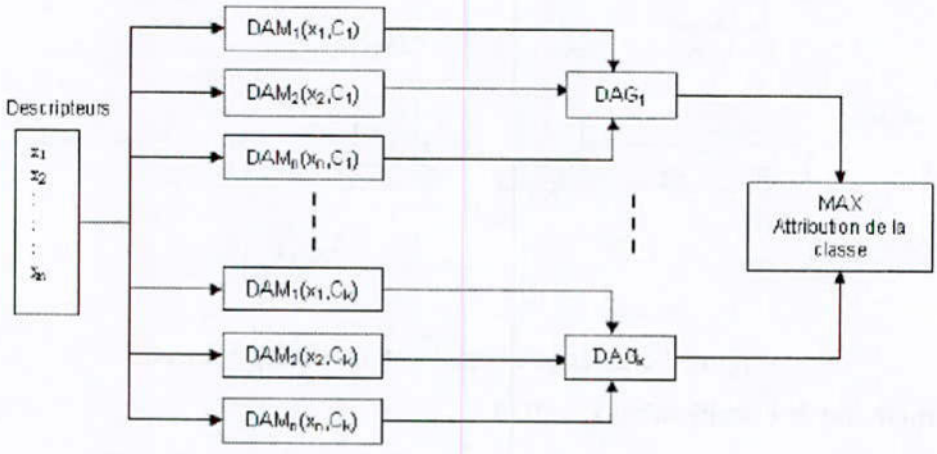


Figure 2 : Degrés d'Adéquation Marginale et Globale

La méthode LAMDA propose six algorithmes permettant de calculer les DAMs (Kempowsky, 2004). Les résultats qui seront présentés dans cette étude sont obtenus en utilisant l'algorithme Lamda3 :

$$DAM\left[x_i \middle| \rho_{j,i}\right] = \rho_{j,i}^{1-d_{j,i}} - (1-\rho_{j,i})^{d_{j,i}} \quad \text{avec} \quad d_{j,i} = \left|x_i - c_{j,i}\right| \quad (2)$$

où $\rho_{j,i}$ est la probabilité de succès pour que l'événement stochastique $x_i \in C_j$ et $c_{j,i} \in D_i$ est appelé centre de la classe C_j.

4. Résultats de la classification

Les données utilisées pour l'apprentissage sont issues de la station Rocade. Une base de données a été établie à partir de quatre années de fonctionnement de la station. Nous avons considéré comme descripteurs : la température (T), les MES, le pH, la conductivité (COND) et l'oxygène dissous (OD). Le choix de ces descripteurs a été dicté par l'extrême influence de leurs valeurs sur le procédé de coagulation. En effet, dans une étude précédente (Lamrini *et al.*, 2005a), nous avons développé un capteur logiciel, à base de réseaux de neurones, permettant de prédire la dose optimale de coagulant nécessaire dans une station de production d'eau potable. Le calcul de la dose est basé sur les caractéristiques de l'eau brute. Une étude par analyse en composantes principales (ACP) a

permis de déterminer les cinq paramètres principaux de l'eau brute à prendre en considération lors du développement du capteur logiciel. De plus, l'étude effectuée sur le fonctionnement de la station Rocade, nous a montré que la qualité de l'eau brute se caractérise par une turbidité très variable (très élevée à certaines périodes) et dès qu'elle dépasse la valeur 1000 NTU, l'opérateur passe à la mesure des MES. Pour cette raison, et afin de tenir comptes de toutes les variations de la qualité de l'eau brute, nous avons utilisé les MES au lieu de la turbidité. La dose de coagulant prédite par le capteur logiciel sera considérée comme un descripteur supplémentaire à utiliser dans la classification.

La figure 3 représente les caractéristiques d'eau brute utilisées pour l'apprentissage. Les données montrent que la qualité de l'eau brute est caractérisée par des MES très variables. Ainsi, on constate des fortes variations de MES durant la saison hivernale qui deviennent parfois très élevées pendant certaines périodes. Les valeurs de MES mesurées dépassent parfois 900 mg l^{-1} et ce pendant les crues. Le pH est élevé et atteint la valeur maximale 8,5. On constate aussi une forte variation (jusqu'à 2200 µs cm^{-2}) de la conductivité, due à la présence des chlorures dans l'eau brute. Dans les conditions d'opération normale, l'oxygène dissous varie dans des proportions négligeables (8 à 8.2 mg l^{-1}). Cependant, une forte variation de l'oxygène dissous est détectée en parallèle avec des valeurs très élevées de la conductivité. En basse saison (saison hivernale), la qualité de l'eau ne nécessite que de faibles taux de coagulant (10 à 45 mg l^{-1}). A noter que pour chaque descripteur i de l'élément $x = (x_1,..,x_n)$, la normalisation a été faite avec la formule suivante :

$$x_{inorm} = \frac{x_i - x_{i\min}}{x_{i\max} - x_{i\min}}.$$

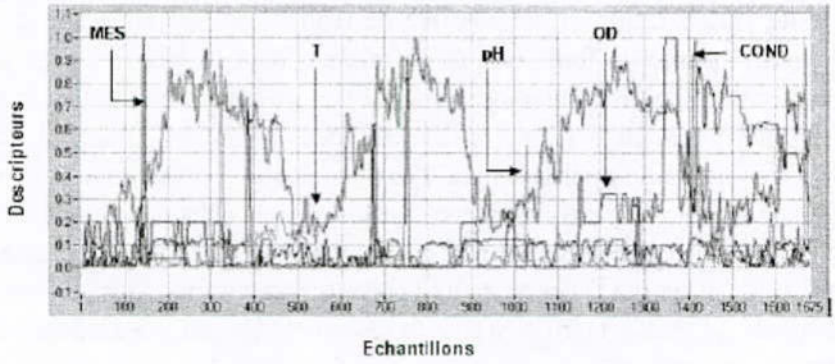


Figure 3 : Caractéristiques de l'eau brute

Afin de garder et de bien distinguer les signaux relatifs aux variations brusques et significatives de chaque descripteur, ces données brutes sont filtrées (figure 4-a) au moyen d'un filtre passe bas d'ordre 2 autour d'une fréquence de 0,5 Hz. Ensuite, pour mieux extraire les informations pertinentes pour la classification et connaître les conditions d'opération de chaque descripteur, nous avons utilisé un analyseur spectral en sélectionnant une composante fréquentielle autour de laquelle le spectre est défini par les paramètres suivants :

- Fréquence sélectionnée : 0,01 Hz ;
- Marge de tolérance (% Nyquist) : 10 ;
- Largeur de la fenêtre : 7 ;
- Déplacement de la fenêtre : 1 ;

- Période d'échantillonnage : 1.

Ce filtrage est effectué au moyen d'un outil d'abstraction des signaux appelé ABSALON (Sarrate, 2002).

Dans un premier temps, nous avons réalisé une classification sans recours à une quelconque connaissance préalable (classification avec auto-apprentissage). Dans ce cas, les objets ne sont pas déjà affectés à des classes prédéfinies et seule la classe NIC existe. Nous avons procédé à des essais (Lamrini *et al.*, 2005b) pour les six algorithmes (Kempowsky, 2004) et différents indices d'exigence. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec l'algorithme Lamda3 (Eq. 3) comme fonction de présence utilisée pour calculer les adéquations marginales et le connectif Minimum/Maximum avec une exigence : $\alpha = 0{,}83$, pour le calcul des adéquations globales. Il est à noter que plus cet indice d'exigence est élevé, plus l'appartenance d'un objet à une classe est stricte et plus le nombre d'objets non classés devient important. De ce fait, le nombre de nouvelles classes créées augmente et il est donc évident que le choix de ces différents paramètres, nécessaires à la réalisation d'un auto-apprentissage, doit être guidé par les connaissances de l'expert.

Cette classification optimisée a permis de définir la classification de référence. L'étape suivante du développement de l'outil de supervision/diagnostic a constitué à réaliser une classification passive, i.e. une reconnaissance pour valider cette affectation. Lors de l'affectation, les paramètres des classes ne sont pas modifiés ce qui est normal puisqu'il s'agit d'une exploitation des connaissances et non d'un apprentissage. Les éléments non classés sont affectés à une classe appelée « classe résiduelle » (classe 0) ayant les mêmes caractéristiques que la classe NIC dans le cas de l'apprentissage.

A partir de cette classification, il est possible de réaliser un apprentissage supervisé pour créer de nouvelles classes ou faire évoluer les classes déjà formées et ainsi arriver à une partition satisfaisante. Cet apprentissage supervisé a été effectué avec les mêmes valeurs pour les différents paramètres (fonction de présence, connectif, indice d'exigence) que celles utilisées lors de l'auto-apprentissage. Les figures 4 et 5 présentent les résultats de cet apprentissage supervisé. Nous avons pu détecter les mêmes états fonctionnels identifiés par auto-apprentissage, avec l'identification d'un nouvel état. La nouvelle classe (classe 11) identifie bien la transition des 5 descripteurs vers leur état optimal de fonctionnement. Cette classe est associée à l'état « Transition » et 10 éléments lui ont été associés. Il n'y a plus d'éléments non reconnus.

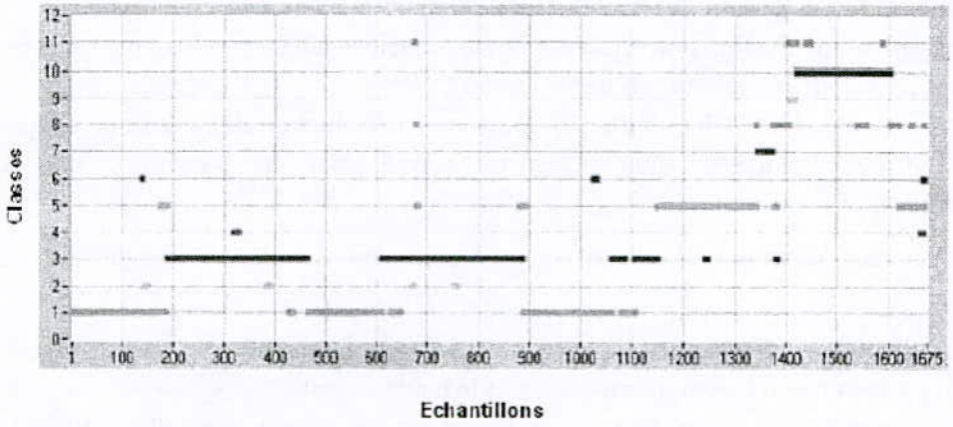


Figure 4 : Création et modification des classes par apprentissage supervisé

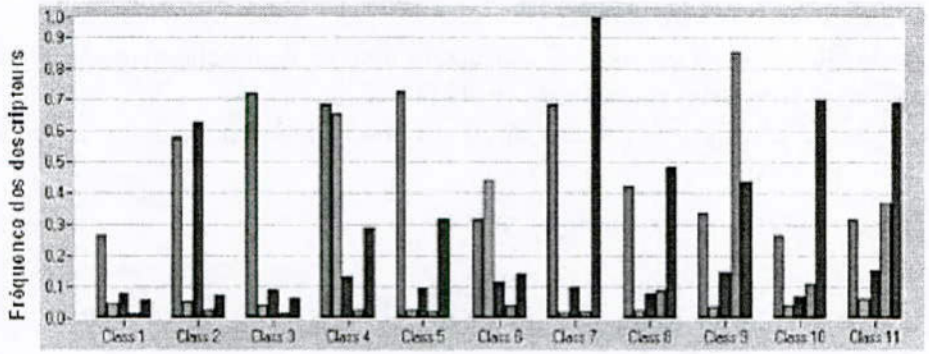


Figure 5 : Profil de classes issues de l'apprentissage supervisé.

Dans ce qui suit, nous donnons les résultats relatifs à l'introduction d'un sixième descripteur. Ce descripteur supplémentaire est la dose de coagulant prédite par le capteur logiciel (Lamrini *et al.*, 2005a), précédemment développé sur la base des réseaux de neurones artificiels. En effet, dans les conditions d'opération normale de la station, la dose de coagulant appliquée évolue de façon non-linéaire, en fonction des cinq descripteurs de la qualité de l'eau brute. Trois réseaux de neurones ont été développés suivant la variable utilisée en entrée en plus du pH, de la température, de l'oxygène dissous et de la conductivité :

- Le réseau 1 qui utilise directement les MES
- Le réseau 2 qui admet en entrée des valeurs de la turbidité limitées (inférieure à 1000 NTU),
- Le réseau 3 qui utilise la turbidité avec une interpolation de celle-ci pour des valeurs supérieures à 1000 NTU à l'aide d'une fonction d'interpolation des MES.

Il a été démontré que ces trois réseaux donnaient des résultats similaires et qu'il était possible de passer du réseau 2 au réseau 1 par exemple.

La démarche adoptée a été d'effectuer un apprentissage supervisé et d'adapter la classification réalisée en fonction de l'évolution des nouvelles données. La figure 6 présente les résultats de la classification obtenus après un apprentissage supervisé en adoptant les mêmes paramètres de classification que ceux initialement utilisés. Les résultats de classification montrent que l'introduction de la dose de coagulant comme descripteur

supplémentaire fait apparaître un nouvel état de fonctionnement dégradé. Les classes 7 et 8 identifiant cet état de dysfonctionnement, ont été associées à l'état « CoagulantAlarme ». Il correspond à un fonctionnement en basse saison où la qualité de l'eau ne nécessite que de faibles taux de coagulant (10 à 45 mg l^{-1}). De plus, l'introduction de la dose de coagulant a permis d'affiner l'état de fonctionnement normal par la création d'une classe supplémentaire.

Les mêmes états fonctionnels identifiés précédemment sont retrouvés par les classes suivantes :

- Les classes 1, 3 et 5 caractérisent l'état de fonctionnement « Normal » suivant trois saisons : la basse saison, la mi-saison et la haute saison ;
- La classe 2 qui permet d'identifier toutes les fortes variations des MES est alors associée à l'état « MESAlarme+ » ;
- Les variations du pH (vers un état très bas) identifiées par les classes 4 et 9 sont associées à l'état « pHAlarme » ;
- L'état « ODAlarme » est associé aux quatre dérives de fonctionnement dégradé de l'oxygène dissous par les classes 6, 10, 11, 13 et 14 ;
- La classe 12 caractérisée par des fortes variations de la conductivité est affectée à l'état « CONDAlarme ».

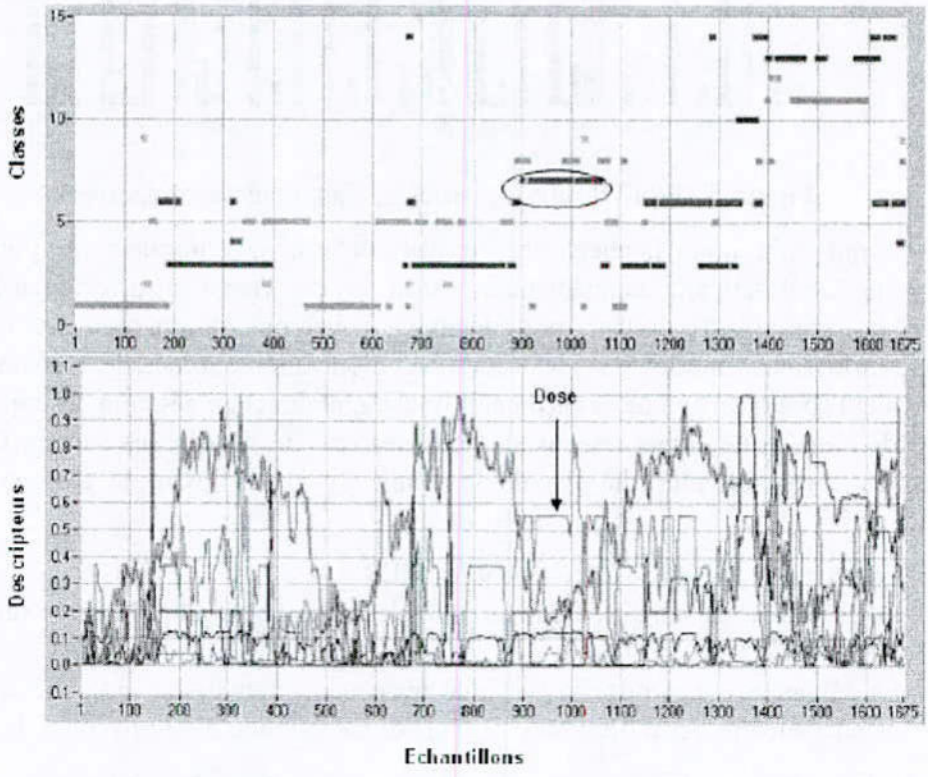


Figure 6 : Classes issues de l'apprentissage supervisé avec la dose de coagulant

5. Conclusion

Dans ce travail, la technique de classification par apprentissage LAMDA a été appliquée dans le but de réaliser une conduite supervisée du procédé de coagulation. Nous avons montré les performances de la méthode pour détecter les différentes séquences d'états fonctionnels décrivant le comportement de ce procédé. Les principaux avantages de cette

méthode sont de permettre un apprentissage séquentiel supervisé et non supervisé et d'adapter la classification réalisée en fonction de l'évolution des données à classer. En outre, cette méthode se différencie des autres techniques par la notation de l'adéquation nulle et l'incidence de celle-ci sur la classification. Dans la base de données, trois types d'états fonctionnels ont été reconnus : des états de fonctionnement normal (la station se trouve la majorité du temps dans des conditions d'opération normale), des états de fonctionnement dégradé identifiés hors opération normale et d'autres états fonctionnels vers lesquels il est possible de transiter, en revenant toujours après un temps plus ou moins long, à l'état d'opération normale. A noter que les résultats obtenus peuvent servir de base pour le suivi et la détection des défaillances au niveau des procédés de coagulation. Une reconnaissance en ligne peut être envisagée à partir de ce modèle de référence, pour déterminer l'état fonctionnel représentant le procédé une fois qu'une nouvelle observation se présente. En effet, le modèle de référence n'est pas toujours exhaustif du fait que pour certaines situations soit le recueil des données n'a pas été possible ou qu'il existe des situations dont l'occurrence est peu fréquente. Il est donc possible de faire évoluer la base d'apprentissage de fur et à mesure de l'apparition de nouveaux cas, en réalisant des apprentissages dits spécialisés permettant de créer de nouvelles classes à partir d'éléments non reconnus.

En se référant aux travaux réalisés dans ce domaine, il semble que l'application de l'approche, réalisée dans le cadre de cette étude, est la première de son genre qui a pu montrer l'utilité des techniques de classification dans le suivi et la surveillance de ce type de procédé. Il est clair, que l'objectif final de l'étude est de pouvoir étendre cette surveillance à l'ensemble de la station de traitement Rocade et de traiter toutes les informations issues de des différents procédés de traitement (décantation, filtration ...) et de détecter le plus tôt possible les dérives de fonctionnement. De telles informations peuvent aider à identifier les pannes sur une unité située en amont de la station mais aussi servir à la maintenance préventive des appareils comme les filtres ou les décanteurs.

Références

Aguado, J.C., 1998. ***A Mixed Qualitative-Quantitative Self-Learning Classification Technique Applied to Situation Assessment in Industrial Process Control***. Thèse de Doctorat, Université Politècnica de Catalunya, Terrassa.

Aguilar-Martin, J., Balssa, M. et Lopez De Mantras, R., 1980. ***Estimation récursive d'une partition. Exemples d'apprentissage et auto-apprentissage dans R^n et I^n***. LAAS-CNRS, Toulouse, France, Rapport scientifique *n° 880139*.

Aguilar-Martin, J. et López de Mántaras, R., 1982. ***The process of classification and learning the meaning of linguistic descriptors of concepts***. Approximate Reasoning in Decision Analysis, Nor1th-Holland, 165-175.

Chan, M., Aguilar-Martin, J., Piera Carreté, N., Celsis, P. et Marc-Vergnes, J. P., 1989. ***Classification techniques for feature extraction in low resolution topographic evaluative images: application to cerebral blood flow estimation***. 12th conference GRESTI.

Kempowsky, T., 2004. ***Surveillance de procédés à base de méthodes de classification : conception d'un outil d'aide pour la détection et le diagnostic des défaillances***. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées, Toulouse, France.

Lamrini, B., Benhammou, A., Le Lann, M-V. et Karama, A., 2005a. ***A neural software sensor for on-line prediction of coagulant dosage: Application to a drinking water treatment Plant***. Transactions of the Institue of Measurement and Control (TIMC), 27(3), 195-213.

Lamrini, B., Le Lann, M-V. et Benhammou, A., 2005b. ***Detection of functional states based on interactivity between expertise and LAMDA learning technique***. Information and Communication Technologies International Symposium (ICTIS'05), 3-6 Juin, Tetouan, Maroc, 105-110.

Piera Carreté, N. et Aguilar-Martin, J., 1991. ***Controlling selectivity in non-standard pattern recognition algorithms***. IEEE Trans In System, Man and Cybernetics, 21, 71-82.

Piera Carreté, N., Desroches, P. et Aguilar-Martin, J., 1990. ***Variation points in pattern recognition.*** Patt. Recognition Letters, 11, 519-524.

Sarrate, R., 2002. ***Supervisió Intelligent de Processos Dinàmics Basada en Esdeveniments (ABSALON: Abstraction Analysis on-line)***. Thèse de Doctorat, Univ. Politècnica de Catalunya, Terrassa.

Waissmann, J., 2000. ***Construction d'un modèle comportemental pour la supervision de procédés : Application à une station de traitement des eaux***. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, France.

APPORT DES ISOTOPES STABLES DE L'EAU (18O ET 2H) DANS LA DETERMINATION DES MODALITES DE RECHARGE DES EAUX SOUTERRAINES DE LA PLAINE DE SIDI BOUZID (TUNISIE CENTRALE)

CONTRIBUTION OF THE STABLES ISOTOPES WATER'S (18O AND 2H) IN THE DETERMINATION OF THE UNDERGROUND WATERS REFILL MODES'S IN THE PLAIN OF SIDI BOUZID (CENTRAL TUNISIA)

Hichem YANGUI * & Kamel ZOUARI * & Abdelkrim DAOUD **

** Laboratoire de Radio-Analyses et Environnement (LRAE). Ecole Nationale des Ingénieurs de Sfax (ENIS). Route de Mahdia. Sakiet Eddaier. Rue Farhat Hached N° 44. 3011. Sfax, Tunisie.*

*** Département de Géographie. Faculté des Lettres et des Sciences Humaines de Sfax. Tunisie.*

yanguihichem@yahoo.fr & Kamel.Zouari@enis.rnu.tn &daoudabdelkarim@yahoo.fr

Résumé

La plaine de Sidi Bouzid est située au centre ouest de la Tunisie. C'est une région aride à pluviométrie faible et irrégulière de 250 mm/an, et une évaporation intense qui dépasse 1400 mm/an

La plaine se présente comme une cuvette synclinale de 600 Km2 de superficie et drainée essentiellement par oued Al Fakka de débit pérenne de 8.8 Mm3. Le système aquifère est formé de niveaux lenticulaires d'age Mio-plio-quaternaire mal différenciés plus ou moins perméables et exploités par forages et puits forés.

Avec la prolifération de l'agriculture dans la région, les eaux souterraines sont de plus en plus sollicitées et dépassant les potentialité de la nappe. L'implantation des petits barrages de dérivation et d'épandage artificielle des eaux des crues de oued Al Fakka, était l'une des solutions entreprises afin de favoriser une recharge efficace des eaux souterraines de la plaine.

L'analyse des teneurs relatives en isotopes lourds et stables δ2H et δ18O des eaux, a montré une recharge active et efficace notamment sur les bords et dans les zones d'épandage artificielle de oued Al Fakka par des eaux non évaporées des crues. Ces eaux présentent une signature de mélange entre des eaux récentes et des eaux anciennes et profondes d'origine paléoclimatique.

Les eaux souterraines acquirent des signatures isotopiques plus appauvries tout en allant vers l'aval et les bordures de la plaine indiquant une origine ancienne et plus profonde de ces eaux et la diminution de l'effet de mélange et donc de recharge récente.

Mots Clés : Plaine de Sidi Bouzid, Recharge des eaux souterraines, 18O et 2H.

Abstract

The plain of Sidi Bouzid is situated to the west center of Tunisia. It is an arid region with irregular precipitation of 250 mm/year, and an intense evaporation that passes 1400 mm/year.

The plain appears like a synclinal pan about 600 Km2 of surface and essentially drained by oued Al Fakka. The aquifer system is formed by Mio-plio-quaternary levels badly differentiated more or less permeable and exploited by forages and well drilled.

With the proliferation of agriculture in the region, the underground waters are solicited more and more passing the potentiality of the tablecloth. The implantation of the small dams of waters derivation on the raw of oued Al Fakka, was one of solutions enterprises in order to encourage a refill efficient of the underground waters of the plain.

The relative content in heavy and stables isotopes of waters (δ2H and δ18O), show an active and efficient refill notably on sides of oued Al Fakka by waters no evaporated of the raw. These waters present a signing of mixture between the recent waters and the old and deep waters of paleoclimatic origin.

The underground waters acquired more impoverished isotopes signings while going toward the downstream and borders of the plain indicating an old and deeper origin of these waters and the reduction of the mixture effect and therefore of recent refill.

Key words: Plain of Sidi Bouzid, underground water Refill, isotopes 18O and 2H.

1. Introduction

La plaine de Sidi Bouzid est située au centre ouest de la Tunisie. C'est une cuvette synclinale de 600 Km2 de superficie. Elle est bordée par les reliefs de Dj. Al Rakhmat et Dj. Hamra à l'Ouest et au Nord-Ouest, Dj. Al Hfay au Sud-Ouest, Al Kbar au Sud-Est, et Dj. Lassouda au Nord. (Fig. 1). Le climat de la région est de type aride avec un régime pluviométrique plutôt déficitaire de 250 mm/an contre une évaporation de 1400 mm/an.

La plaine est drainée essentiellement par oued Sereg Edhiba, d'importance secondaire, et oued Al Fakka. Celui-ci prend naissance par la confluence, en amont de la plaine, de oued Al Htab (Bassin versant de 2200 Km2 de seuil jaugeage de Khanguet Al Jazzia) de débit de base de 8.8 Mm3/an, et oued Al Hschim (Bassin versant de 346 Km2) et d'écoulement intermittent. L'oued Al Fakka traverse la cuvette de Sidi Bouzid d'Ouest en Est pour s'ouvrir ensuite sur une vaste zone d'épandage naturelle de faible altitude (Naggada) avant de rejoindre oued Al Hjal au Nord-Est de la plaine. (Figure 1)

La morphologie de la plaine évolue en altitude monotone comprise entre 300 et 400 m. Elle est caractérisée dans sa limite aval par la présence d'une zone fermée appelée Garet Al Akarisch, d'altitude légèrement supérieure à la zone d'épandage de oued Al Fakka et elle n'est atteinte que par débordement des crues les plus importantes de l'oued. (Simonot., 1996).

La géologie de la plaine montre des dépôts allant du Crétacé inférieur au Pliocène avec une lacune sédimentaire pendant l'Eocène. Le Crétacé supérieur formé par des calcaires et des dolomies du Cénomanien, affleurant à l'ossature des anticlinaux de bordure, s'enfonce profondément sous le remplissage Mio-Plio-Quaternaire de la cuvette synclinale.

Le système aquifère de la plaine de Sidi Bouzid est formé de niveaux lenticulaires d'age Mio-plio-quaternaire mal différenciés plus ou moins perméables. Les remplissages détritiques à dominance sableuse, argileuse et argilo-sableuse s'alternent de façons très aléatoires et atteignent des profondeurs allant à 900 m au centre de la plaine rendant toute corrélation latérale très difficile.

Les cartes piézométriques établies montrent un écoulement global de l'Est à L'Ouest avec une divergence au niveau de la localité de Sidi Bouzid vers le Nord suivant l'axe de l'écoulement de oued Al Fakka vers la région de Naggada d'une part, et vers la zone de débordement des crues au niveau de Garet Al Akarisch selon une direction Nord-Est et Sud-Est, d'autre part. La carte piézométrique montre également un écoulement secondaire du lit de l'oued amont vers le seuil de Bir Al Hfay. La nappe aurait donc une pente inverse à la topographie de surface. (Amouri., 1994).

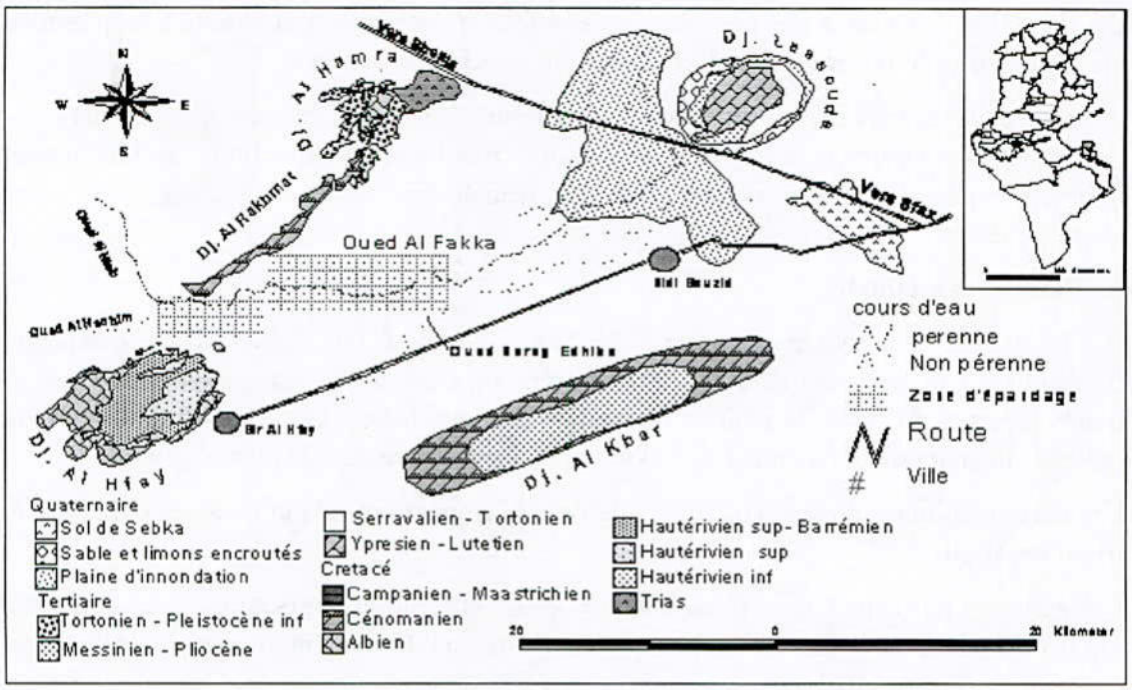


Figure 1 : Carte de localisation de la zone d'étude

L'alimentation de la nappe est assurée essentiellement par l'infiltration des eaux des crues de oued Al Fakka qui prennent naissance en amont de la plaine au niveau du bassin versant de oued Al Htab. Le suivi temporel des apports des crues en amont (station de jaugeage de Khanguet Al Jazzia) et en aval de la plaine (Station de jaugeage de Bled Lassouda), montre un volume interannuel de perte sur la plaine de 21 Mm3/an (Lafforgue, et Bouzaiane., 1981) au quel il faut ajouter un volume de 15 Mm3/ an, résultant des apports ruisselés (calculés) des précipitations interannuelles sur la plaine. Ce qui donne un total interannuel de 37 Mm3 / an. Notons que les débits de base de oued Al Htab n'atteignent pas généralement la plaine et se perdent rapidement en amont de oued Al Fakka.

L'exploitation des eaux souterraines se fait par puits forés à des profondeurs ne dépassant pas 100 m et par forages de 100 à 400m. Le réservoir aquifère est considéré depuis la synthèse de M. Amouri (Amouri, 1994) comme une seule entité sans différenciation entre nappe phréatique et profonde.

La prolifération des activités agricoles constatée ces deux dernières décennies a engendré un recours de plus en plus intense aux eaux souterraines dépassant parfois les potentialités de la nappe. Le nombre des puits forés ne cesse d'augmenter depuis, pour atteindre 3000 avec une concentration de 25 puits/ Km2. (Daoud, et Trautmann,1994; Ataab, 1997).

Le rabattement important du niveau piézométrique et l'augmentation de la salinité des eaux sont les défis auxquels la situation des ressources hydrogéologiques est confrontée.

A partir de 1987, des petits barrages de dérivation des eaux de crues ont été installés sur le lit de oued Al Fakka. Le but de ces ouvrages devenus au nombre de sept à la fin de l'année 1994, est de limiter la perdition des écoulements de l'oued plus en aval dans la région de Naggada. Les eaux dérivées assureront l'irrigation des parcelles sur les deux rives de l'oued par épandage et l'augmentation de la recharge de la nappe par infiltration et percolation des eaux d'irrigation.

Néanmoins, l'évaporation intense dans les régions arides et le colmatage du sol au niveau des parcelles d'épandage par décantation des eaux de submersion, a suscité des questions sur la contribution des eaux épandues dans l'alimentation de la nappe.

A ce niveau, l'apport des isotopes stables de l'eau 18O et 2H, comme traceurs naturels, pourraient par couplage avec la configuration lithologique, structurale et notamment hydrochimique du bassin, donner plus de détails sur l'état de recharge des eaux souterraines.

2. Matériel et méthodes

Au cours de cette étude, la plaine de Sidi Bouzid a fait l'objet d'une campagne d'échantillonnage au mois de Juin 2005. La mission d'échantillonnage s'est portée sur 36 points réparties sur toute la plaine (14 forages, 21 puits forés). Un échantillon d'eau a été prélevé en amont du lit de l'oued Al Fakka, juste à son entrée dans la plaine. (Figure 2).

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (Température, pH et conductivité) ont été mesurées in situ.

Ces eaux ont fait l'objet aussi d'une analyse de la composition en isotopes stables de l'eau 18O et 2H par spectroscopie de masse au laboratoire de l'Agence Internationale de l'Energie Atomique à Vienne (AIEA).

Sur les cartes et les digrammes, les points d'eau sont désignés par des lettres : F pour forage, PF : pour puits foré, PS : puits de surface et ES : pour eau de surface. Les points d'eau de même nature portent des numéros arabes (F1, F2, PF1, PF2....) dans l'ordre de leurs prélèvements sur le terrain. (Figure 2).

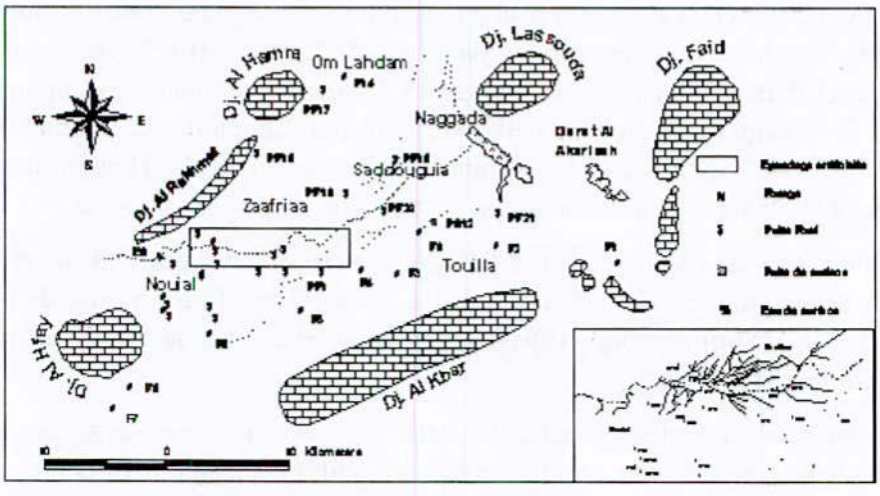


Figure 2 : Carte de Localisation des points d'eau

3. Résultats

Les mesures des δ2H et δ18O sont exprimées en pour mille par rapport au standard international SMOW (Standard Mean Ocean Water). Les incertitudes analytiques sont de 0,2 ‰ pour δ18O, et 2 ‰ pour δ2H.

Un point d'eau (PF17) a montré une teneur en 2H nulle contre un excès en de l'ordre de -48 ‰. Sa teneure ne sera pas comptabilisée dans les droites de régressions.

4. Discussion et conclusions

a. Teneurs isotopiques des eaux de pluies

Les teneurs des isotopes stables prises comme référence pour discuter les signatures isotopiques des eaux souterraines de la plaine de Sidi Bouzid, sont représentées par les teneurs pondérées des eaux des précipitations de Sfax (Maliki., 2000).

La chronique isotopique des précipitations de Sfax a permis de tracer une droite météorique locale d'équation (DMS : δ2H = 8(δ18O) + 13,5). Les teneurs isotopiques moyennes pondérées requises sont de l'ordre de -4,59 ‰ pour 18O et -23,6 ‰ pour 2H Vs SMOW.

b. Teneurs isotopiques de la zone d'étude

En ce qui concerne la zone d'étude, les teneurs en 18O des eaux souterraines varient entre -6,39 ‰ et -4,98 ‰ avec une moyenne de l'ordre de -5.98 ‰ Vs SMOW. Les teneurs en 2H évoluent entre -44,2 ‰ et -35,5 ‰ pour une moyenne de l'ordre de -39,27 ‰ Vs SMOW. Les cachets isotopiques des eaux reflètent une variabilité restreinte avec des écarts de l'ordre de -1,41 ‰ en 18O et -8,7 ‰ en 2H. (Max – Min).

La répartition en histogramme de fréquence des teneurs en isotopes stables (Fig. 3), montre que la majorité des valeurs se situent entre -5.5 ‰ et -6.5 ‰ (32 points sur un total de 35).

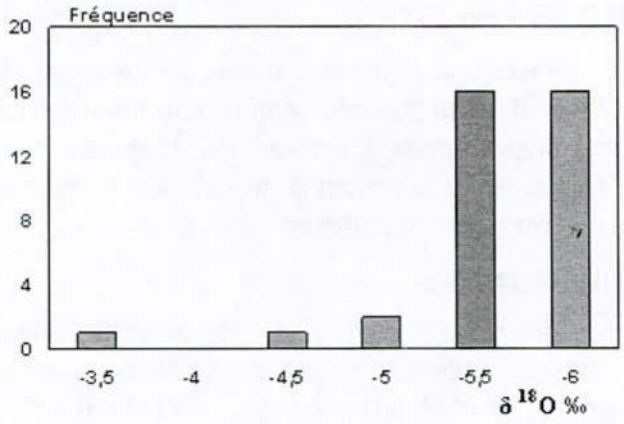


Figure 3 : fréquence des teneurs en ^{18}O ‰ Vs SMOW

En comparaison avec les teneurs isotopiques moyennes pondérées des précipitations de Sfax (δ18Omoy = -4,59 ‰, δ2Hmoy = -23,6 ‰), la signature isotopique moyenne des eaux souterraines de la plaine de Sidi Bouzid, montre une tendance d'appauvrissement en 18O et 2H (δ18O = -5,89 ‰, δ2H = -39,27 ‰) avec des écarts moyens de l'ordre de -1,3 en ‰ en 18O et -15,6 ‰ en 2H.

Les appauvrissements maximaux en δ18O et δ2H sont respectivement de l'ordre de -1.8 ‰ au niveau du forage profond F1 (δ18O = -6,39 ‰) et -20.6 ‰ au niveau du forage F9 (δ2H = - 44,2 ‰). La signature isotopique des eaux de ces deux forages profonds

(respectivement 327 m et 220 m) nettement différente des eaux météoriques locales, suggère l'absence d'une recharge actuelle de ces eaux par des eaux actuelles.

Dans le cas général, plusieurs facteurs liés à la températures de condensation des vapeurs, peuvent modifier la composition isotopique des eaux météoriques tels que l'altitude, l'effet de continentalité ou l'effet paléoclimatique. (Etcheverry., 2002; Olive., 1996).

Dans le cas de la plaine de Sidi Bouzid, les effets de continentalité et d'altitude ne peuvent pas expliquer un tel appauvrissement en isotopes lourds de l'ordre de 2 ‰.

Des études antérieures dans le synclinal de Ouled Moussa situé en amont et limitrophe de la plaine de Sidi Bouzid, et d'altitudes comprises entre 600 et 1544 m, ont montré une teneur moyenne en 18O de l'ordre de -5,8 ‰. (El Amri., 1992). Cette valeur est très proche de la moyenne obtenues pour les eaux de la plaine de Sidi Bouzid (δ 18O = -5,89 ‰) et dont les altitudes sont comprises entre 300 m et 400 m.

De plus la présence de lentilles argileuses faiblement perméables aux piedmonts des reliefs ne permet pas d'expliquer une recharge rapide par les eaux de drainage des versants de ces anticlinaux sans évaporation surtout avec la profondeur importante des captages tels que F1 (piedmonts des Dj. Ksaira) ou F14 (piedmonts du Dj. Al Hamra).

Les eaux profondes appauvries en isotopes lourds proviennent vraisemblablement d'une recharge paléoclimatique sous des températures plus faibles. Plusieurs études en Tunisie ont permis de mettre en évidence l'effet d'une recharge paléoclimatique sous un climat plus froid des eaux souterraines profondes (Dassi., 2004 ; El Amri 1992 ; Maliki., 2000 ; Ouda., 2000 ; Zouari et Mamou., 1992). D'ailleurs dans le synclinal de Ouled Moussa, les eaux des forages profonds Hchim V et Hchim II et dont les teneurs en 18O, affichent des valeurs de l'ordre de -6,36 ‰ et -5,9 ‰ ont montré des ages de radiocarbone respectivement de l'ordre de 9285 B.P et 5350 B.P. (El Amri., 1992).

Ces analyses plaident en faveur de l'existence d'eaux profondes et anciennes, plus ou moins protégées par les lentilles argileuses contre une alimentation par une recharge récente et appauvrie en isotopes lourds. La conception du système aquifère en une seule entité est à reprendre. Des analyses de tritium et du carbone-14 des eaux souterraines de la plaine apporteront des réponses à ces hypothèses.

c. Altitude de l'impluvium de recharge

L'estimation de l'altitude de recharge d'une nappe nécessite la connaissance du gradient 18O en fonction de l'altitude. En absence d'une mesure actuelle de ce gradient, nous allons adopter le calcul un gradient altitudinal moyen en 18O de -0.3 ‰ / 100 m d'altitude. (Blavoux., 1978).

La variation des teneurs en 18O des eaux souterraines de la plaine de Sidi Bouzid est : Δ18O = Δ18O max - Δ18Omin = (-4,98) – (-6,39) = 1,41 ‰.

Avec l'application d'un gradient d'altitude de -0, 3 ‰ / 100 m, on obtient :

(1,41 / (0, 3/100)) = 470 m.

Cette altitude, inférieure aux altitudes culminantes des reliefs des bordures de la plaine comprises entre 550 m et 800 m, et supérieure aux altitudes moyennes de la plaine qui sont de l'ordre de 400 m, correspond à l'altitude de ruissellement de oued Al Htab au niveau de Khanguet Al Jazzia plus en amont. (Fig. 1)

d. Corrélation δ2H vs δ18O

La représentation des teneurs 2H (δ2H) en fonction des teneurs en 18O (δ18O) des eaux souterraines, montre que la plupart des points (30) sont situés au dessous de la droite météorique mondiale (Craig., 1961) d'équation (δ2H = 8(δ18O) + 10). L'emplacement des eaux au dessous de la droite météorique avec un excès δ 2H inférieur à 10 indique une signature isotopique plus appauvrie que les eaux météoriques actuelles et probablement liée à un effet paléoclimatique. (Fig. 4).

Les autres points se placent sur la droite météorique mondiale (PF10 et PF19) et entre celle-ci et la droite météorique locale établie pour la région de Sfax (δ2H = 8(δ18O) + 13.5). (Maliki., 2000), indiquant une origine mixte des précipitations océanique et méditerranéenne avec infiltration rapide sans évaporation notable. (Figure 4).

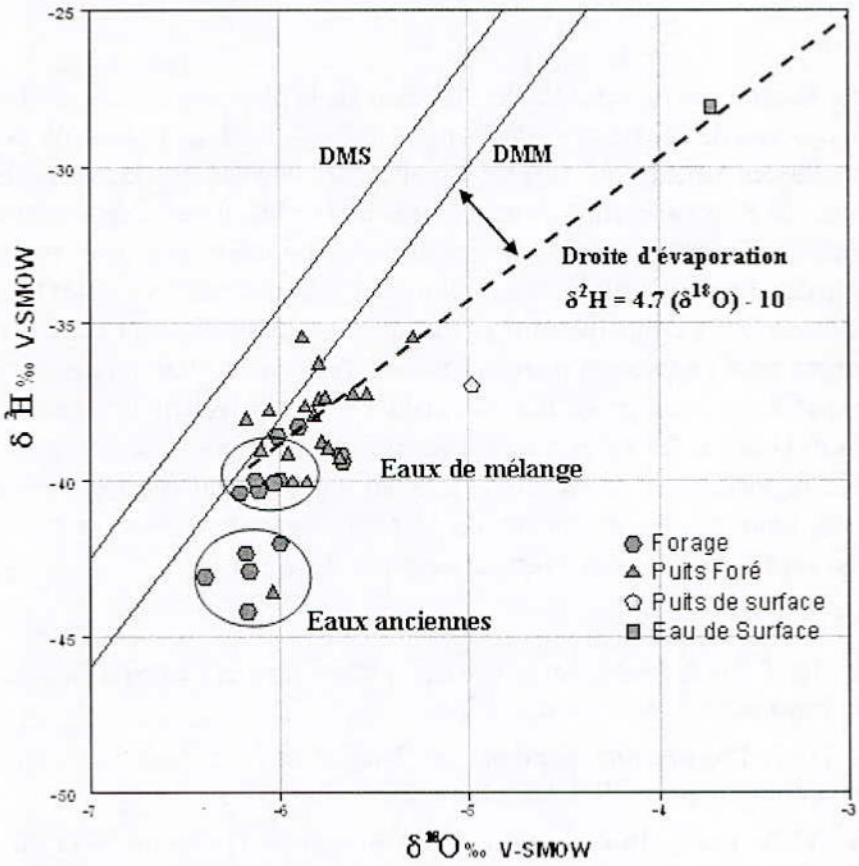


Figure 4 : Corrélation δ2H vs δ18O des eaux souterraines

L'analyse en détail de la répartition des points dans le digramme de corrélation δ2H vs δ18O, montre l'individualisation de trois groupes d'eau en fonction de leur situation par rapport à la droite météorique mondiale (DMM) et celle de Sfax (DMS) :

- Le premier groupe correspond aux eaux appauvries en isotopes lourds et marquées par des teneurs en isotopes lourds, assez faibles, qui varient entre -6, 39 ‰ (F1) et -6,0 ‰ (F11). L'excès en 2H de ces eaux, compris entre 4,72 (PF2) et 7,98 (F1) montre l'absence d'une signature récente des eaux météoriques. Ces points sont représentés par les forages situés F1, F9 situés en aval de la plaine et les points F14 et F8 et F11 situés en bordure des reliefs limitrophes. L'origine de ces eaux est au préalable attribuée à des périodes plus humides que l'actuel influencées par des températures assez faibles d'un paléoclimat.

- Le deuxième groupe est représenté par des points proches de la droite météoriques mondiale (DMM) et entre celle-ci et la droite météorique de Sfax (DMS). Ces eaux qui se localisent en aval du lit majeur de l'oued d'une part, et dans la zone d'épandage artificielle des eaux crues en amont et sur la rive droite de l'oued, montrent une signature isotopique de mélange entre des eaux anciennes et des eaux de recharge récentes et évaporées.

- Le troisième groupe est représenté en amont du lit majeur de l'oued. Ce sont des puits forés de faibles profondeurs marquées par des eaux évaporées des débits de base de oued Al Htab. Ces eaux évaporées de faibles débits s'infiltrent rapidement dans les alluvions de fortes perméabilités en amont de l'oued et n'atteignent pas la région de Saddouguia, prolongement en aval de l'oued. De même ces eaux évaporées ne s'épandent pas sur la rive droite de l'oued. Ceci illustre bien la localisation de la signature d'évaporation en amont de l'oued.

5. Conclusion

L'analyse des teneurs des isotopes stables des eaux de la plaine de Sidi Bouzid, montre des signatures moyennes de l'ordre de -5.98 ‰ pour 18O et -39,27 ‰ Vs SMOW pour 2H. La comparaison de ces teneurs par rapport à celles des eaux météoriques locales (Station pluviométrique de Sfax) a montré un appauvrissement général des eaux souterraines de la plaine indiquant ainsi des signatures isotopiques plus ou moins marquées par une origine ancienne et paléoclimatique de ces eaux. Sur le digramme δ2H vs δ18O, ces eaux se placent au dessous de la droite météorique mondiale et entre celle-ci et a droite météorique locale, montrant ainsi l'apparition de trois groupes d'eaux anciennes, mixtes et récentes. La disposition spatiale des teneurs en isotopes stables des eaux, reflète une recharge possible sur les bords de l'oued et les zones d'épandage artificielle par des eaux des crues de oued Al Fakka. L'effet de mélange et de recharge s'affaiblit tout en allant vers les bords et l'aval de la plaine. Les eaux situées en amont de la plaine montrent une signature isotopique d'évaporation par les débits de base lents et évaporés de l'oued.

6. Références

Amouri, M., 1994. Etude hydrogéologique du système aquifère de Sidi Bouzid. Direction générale des ressources en eau. Tunisie, 45p.

Ataab., A., 1997. L'agriculture familiale en Tunisie centrale face aux nouveaux défis écologiques et économiques. CIHEAM., Série B/N° 12 : 1-27.

Blavoux, B., 1978. Etude du cycle de l'eau au moyen de l'oxygène-18 et du deutérium. Thèse de Doctorat, Université de Paris IV.

Craig, H., 1961a. Isotopic variation in meteoric waters. Sciences., 133 : 1702-1703.

Craig, H., 1961b. Standard for reporting concentration of deuterium and oxygen18 in natural waters. Sciences., 133 : 1833-1834.

Daoud, A., et Trautmann, J., 1994. Les aménagements hydrauliques en milieu semi aride, Exemple de la région de Sidi Bouzid (hautes steppes Tunisiennes), Politiques de l'état et stratégies paysannes. Développement et environnement au Maghreb. Colloque de la faculté des lettres de Sfax. Tunisie.

El Amri, R., 1992. Contribution à l'étude hydrogéologique du bassin de l'oued El Hchim-Garaa Hamra. (Région de Kasserine. Tunisie). Thèse de Doctorat, Université de Paris Sud.

Etcheverry, D., 2002. Valorisation des méthodes isotopiques pour les questions pratiques liées aux eaux souterraines; Isotopes de l'oxygène et de l'hydrogène. Rapport OFEG, Série Géologie 2, Berne, 72p.

Lafforgue, A. et Bouzaiane, S., 1981. Etude générale de la propagation des crues sur la branche sud de l'oued Zéroud; effet de la plaine de Sidi Bouzid. Direction générale des ressources en eau. Tunisie, 37p.

Maliki, My.A., 2000. Etude hydrogéologique, hydrochimique et isotopique des eaux de la nappe profonde de Sfax. (Tunisie). Thèse de doctorat, Université de Tunis II.

Olive, P., 1996. Hydrologie appliquée. Gestion et protection de ressource en eau. Office fédéral de l'éducation et de la science/Suisse, Bucarest, 122p.

Ouda, B., 2000. Paleohydrologie isotopique du bassin de Maknassy. (Tunisie Centrale) pendant le quaternaire récent. Thèse de Doctorat, Université de Sfax.

Simonot, M., 1996. Plaine de Sidi Bouzid, Etude de l'impact de l'épandage des crues sur la recharge de la nappe phréatique. Direction générale des ressources en eau, Tunisie., Fonds international pour le développement agricole, Rome. 40 p.

Zouari, K., Ben Dhia, H., Meddeb, N., Bouri, S. et Gargouri, T., 1992. L'utilisation des isotopes dans l'étude des réservoirs hydrogéothermiques carbonatés profonds en Tunisie Septentrionale. Actes du colloque international : Hydrogéologie des milieux discontinus sous climats arides. Marrakech., pp. 13-16.

Zouari, K., Mamou, A., 1992. Les systèmes aquifères du sud Tunisien; caractéristiques hydrochimiques et isotopiques; condition de recharge et optimisation de la gestion. Actes du colloque international : Hydrogéologie des milieux discontinus sous climats arides. Marrakech., pp. 41-45.

Index

Auteurs	Page
Ababsa N.	13
Abdoulaye Arzake I.	49
Abichou M.	691
Abid K.	265
Abida H.	41, 401, 803
Abidi B.	265
Addad D.	13
Addou A.	555
Adelard L.	671
Ahmed Chekkat F.	665
Ait Aider A.	21
Al Chiblak M.	29
Alawneh M. A.M.	759
Al-Deffeeri N. S.	459
Ali Benamara A.	441
Ammari A.	279
Ammour F.	581
Amraoui F.	549
Aoun-Sebaiti B.	391
Araibia A. S.	41
Asmlal L.	533
Atallah T.	655
Aurelle Y.	595
Ayadi M.	691
Bachari N.	713
Badri A.	631
Bamaarouf M.	775
Banna-Zayani M.	123
Bedbabis S.	589
Ben Alaya M.	287
Ben Dhia H.	349
Ben Lili I.	723
Ben Mammou A.	287, 323
Ben Rouina B.	513, 589, 691
Bendjoudi H.	381
Benhammou A.	891
Benmamar S.	49, 61, 145, 153, 207, 315
Benmebarek N.	79
Benmebarek S.	79
Benmoussat A.	473, 831
Benrachedi K.	165
Bensaci T.	185
Bentekhici Ep, Zemmouri) N.	297
Benziada S.	49, 207, 315
Berreksi A.	61, 145
Bessenasse M.	71
Bettahar. N.	307, 441, 607
Bouaïcha N.	193, 237, 701
Bouchelghoum F.	79
Bougdah. N.	201
Bouhlila R.	367
Boukhari S.	803
Boukhris M.	589
Bouri M.	617
Boushaki M.	595
Boussahel R.	559
Bouteyeb K.	491
Bouzegag A.	185
Bouzidi A.	775
Chakroun H.	723
Charifi S.	315
Chebil A.	815
Chedly B.	429
Chekhma H.	349
Chenaf D.	631
Chenini I.	323
Cherifi H.	607
Cherrared M.	217

Daoud A.	901
Darwish T.	655
Dia M. A.,	481
Diawara C. K.	481
Djabri L.	229, 391
Djazi F.	201
Djebbar Y.	41, 401, 803
Djilani C.	625
Djorfi S.	229
Douani M.	523
Douaoui A.	441
Drouiche N.	617
El Achheb A.	491
El Herry S. &	193, 701
El Khadir Lakhal &	891
El Maliki S.	491
El-Hoz Mervat	175
Errih M.	865
Fagel M. L.	481
Fathalli A.	701
Ferroudj N.	625
Fotakis D.	257, 337
Frija A.	815
Gafsi M.	207
Gargouri K.	691
Geadah A.	93
Ghanem Marwan	747
Gouasmia M.	349
Graba M.	217
Gueddari M.	367
Habi M.	473, 831
Hamadeh I.	845
Hamchaoui M.	217
Hamdani M.	449
Hami A.	571
Hamlat A.	865
Hamzaoui F.	367
Hani A.	229, 391
Hanini S.	607
Harik D.	559
Hecini M.	617
Hennia K.	307
Houhamdi M.	185
Houma F.	713
Ikni T.	61, 145
Irinslimane H.	559
Jalil M.	533
Jellal J. E.	775
Jenhani-Ben Rejeb A.	701
Jilani S.	589, 691
Jribi A.	691, 589
Kaid Harche M.	237
Kastner R.	79
Kbir-Ariguib N.	123
Kerbache K.	153
Kerbachi R.	595
Kessasra F.	381
Ketata M.	367
Kettab A.	1, 61, 145, 207, 307, 441, 581, 631, 607
Khalaf-Kairouz L.	875
Kouadri Moustefaï S.	523
Kouadri-Mostefa S.	307
Kribaa M.	13
Labiod Z.	113
Lahache Gafrej R	853
Lahlou A.	503
Lallahem S.	391
Lamouroux C.	229, 391
Lamrini B.	891
Le Lann M. V.	891
Lebdi F.	723
Lo S. M.	481
Loukas A.	257
Louni B.	617
Maazouzi A.	631
Madani K.	647
Majour H.	229

Makhlouf M.	113	Rumeau M.	481
Malhotra R	845	S. Mejri	681
Manai N.	723	Saheb M.	185
Mandour A.	491	Sahli H.	417
Maouche W.	523	Saker H.	625
Masri T.	655	Salama H.	533
Maza M.	409	Sami F.	549
Mdiker N.	491	Saou A.	409
Mechentel E.	401	Sbeih M. Y.	839
Medjra M. S.	665	Seidel J. L.	409
Medjram M. S.	625	Sekki A.	647
Merabet A.	113	Shaban A.	875
Meroufel B.	137	Sidiropoulos E.	257, 337
Merzoug D.	185	Slim Shimi N.	735
Merzouk B.	647	Slim-Shimi N.	417
Mesbah M.	381	Smets Henri	755
Messabeb A.	123	Soua N.	589, 691
Mhamdi A.	349	Soussi M.	349
Mitiche-Kettab R.	449, 631	Srarfi F.	417
Mohee R.	671	Srarfi F.	735
Morau D.	671	Tahar Djebbar H.	523
Mouncimne A. H.	655	Tahiri M.	533
Moussaoui K.M.	559	Talhaoui W.	429
Nasri H.	193, 237	Tamrabet L	13
Ndongo M.	481	Tlig S.	417
Nefzi M.	723	Tolikas P.	337
Nouidjem Y.	185	Tondo Blaise L.	743
Nouiri I.	723	Touchan H.	845
Ould Mahmoud A. K.	481	Touil Y.	581
Ouled Amor A.	691	Trabelsi-Ayadi M.	123
Paquier A.	71	Trad Raïs M.	681
Pontie M.	481	Van Huylenbroeck G.	815
R. Kastner	79	Xanthoulis D.	681
Ramdane N.	665	Yahi H.	21, 571
Rasoanandrasana E.	671	Yangui H.	901
Rasolonjatovo M. Z	671	Yebdri D.	865
Remini B.	61, 279	Youcef Ettoumi Fatiha	01
Rhouma A.	691	Younsi A.	491
Ridene S.	723	Zaghdoudi. R.	201

Zaïter A.	655
Zargouni F.	287
Zebbbar Z.	297
Zenasni M.A.	137
Zouari K.	901
Zouari K.	265
محمد بلغالي	793

Achevé d'imprimer sur les presses de l'imprimerie Houma - 2008
34, lotissement la Bruyère Bouzaréah- ALGER
Tél : (021) 94.19.36 /(021) 94.41.19
Fax : (021) 94.17.75 /(021) 79.91.84
www.editionshouma.com
email:Info@editionshouma.com


المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique


LRS EAU
ENP - ALGERIE


watmed


RMEI
mediterranean
ecoles d'ingenieurs


ANDRU


C.R.S.T.R.A




ANVREDET


CDER